

Titre: Modélisation technico-économique des choix de restauration des
Title: sites contaminés

Auteur: Gontran Bage
Author:

Date: 2002

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Bage, G. (2002). Modélisation technico-économique des choix de restauration des
Citation: sites contaminés [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/7052/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/7052/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:**
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

INFORMATION TO USERS

This manuscript has been reproduced from the microfilm master. UMI films the text directly from the original or copy submitted. Thus, some thesis and dissertation copies are in typewriter face, while others may be from any type of computer printer.

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted. Broken or indistinct print, colored or poor quality illustrations and photographs, print bleedthrough, substandard margins, and improper alignment can adversely affect reproduction.

In the unlikely event that the author did not send UMI a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if unauthorized copyright material had to be removed, a note will indicate the deletion.

Oversize materials (e.g., maps, drawings, charts) are reproduced by sectioning the original, beginning at the upper left-hand corner and continuing from left to right in equal sections with small overlaps.

ProQuest Information and Learning
300 North Zeeb Road, Ann Arbor, MI 48106-1346 USA
800-521-0600

UMI[®]

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION TECHNICO-ÉCONOMIQUE
DES CHOIX DE RESTAURATION
DES SITES CONTAMINÉS

GONTRAN BAGE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (Ph.D.)
(GÉNIE CHIMIQUE)
MAI 2002



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-71307-5

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

MODÉLISATION TECHNICO-ÉCONOMIQUE
DES CHOIX DE RESTAURATION
DES SITES CONTAMINÉS

présentée par : BAGE, Gontran

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. CHAOUKI, Jamal, Ph.D., président

M. SAMSON, Réjean, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. SINCLAIR-DESGAGNÉ, Bernard, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. LASSERRE, Pierre, Ph.D., membre

M. JONES, Peter, Ph.D., membre

« Le risque est la condition de tout succès »

Louis, duc de Broglie, 1892-1987

Physicien, Prix Nobel 1929

« Je pourrais peut-être devenir un super-héros, mais ce n'est pas très raisonnable »

Jean-Philippe Chabot, *Gontran Le Dragon*, 2000

Remerciements

Durant ces dernières années, j'ai eu la chance et le privilège de côtoyer à l'École Polytechnique de Montréal ainsi qu'ailleurs, des femmes et des hommes d'une générosité immense et d'un désir contagieux d'en faire toujours un peu plus. Je voudrais les remercier pour toutes les petites lumières qu'elles et ils ont allumées tout au long de mon parcours.

Je voudrais avant tout remercier mes deux directeurs de recherche, les professeurs Réjean Samson et Bernard Sinclair-Desgagné de leur confiance qu'ils ont mises en moi pour mener à terme ce projet de recherche. Je désire également les remercier pour leur support et leur collaboration dans leur domaine respectif. Ils ont su tous deux à leur manière me transmettre leurs passions.

Mes remerciements sont également dirigés vers toute l'équipe de la Chaire industrielle CRSNG en assainissement et gestion des sites, de l'École Polytechnique de Montréal. Le dynamisme de ce groupe fut pour moi une source de motivation tant sur le plan professionnel que personnel.

Le fruit de ces années de recherche étant une symbiose de plusieurs domaines de recherche, je voudrais remercier pour leur écoute et conseils le professeur Denis Marcotte du département des génies civil, géologique et des mines de l'École Polytechnique de Montréal de même que messieurs Denis Millette, Sylvain Hains, Karl-Éric Martel et Dan Walker de la firme HYDROGÉO PLUS inc.

Je m'en voudrais de passer sous silence l'implication et l'intérêt marqué au début de cette recherche de monsieur Jacques Bureau, associé de recherche à l'époque à la Chaire industrielle

CRSNG en assainissement et gestion des sites. Rares sont les complicités comparables à celles que nous avons développées durant ces années.

Sans la participation, à un moment ou à un autre au cours de cette recherche, de messieurs André Bériault, François Aubre et Mathieu Leclerc d'Hydro-Québec, monsieur Henry Orban de l'Impériale Esso et monsieur Richard Mirota des Immeubles Devon, les résultats de cette recherche n'auraient pas été ce qu'ils sont aujourd'hui. Je les en remercie pour cela.

Il m'est important de souligner l'appui financier des partenaires de la Chaire industrielle CRSNG en assainissement et gestion des sites, à savoir Alcan, Bell Canada, Cambior, Chemin de Fer Canadien Pacifique, Centre Expertise Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), Ville de Montréal, Total Fina Elf, Gaz de France/Électricité de France, Hydro-Québec, le ministère de la Métropole (gouvernement du Québec), Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), Pétro-Canada et Solvay.

D'un point de vue personnel, je désire remercier pour leur soutien financier la Fondations Desjardins ainsi que le Fonds pour la Formation de Chercheurs et l'Aide à la Recherche (FCAR).

Je tiens à remercier tous ceux et celles qui m'ont entouré lors de mon passage à l'Association des Étudiants des Cycles Supérieurs de Polytechnique (A.É.C.S.P.). Vous avez été pour moi une mine d'or en relations humaines. L'expérience que vous m'avez permis d'acquérir ne s'enseignait nulle part ailleurs.

Sur un plan plus personnel, je remercie mes parents Marc et Brigitte, mon frère Sébastien (Fanny et Victor), ma sœur Edwige (Jérôme) ainsi que ma belle-famille de m'avoir soutenu durant toutes ces années. Je vous remercie de m'avoir fait confiance, de m'avoir encouragé mais avant tout de m'avoir bien fait comprendre que l'essentiel n'était pas tant le résultat que d'avoir fait de son mieux.

Merci à Marc-André, fidèle ami et compagnon me rappelant périodiquement qu'il y avait une vie après la recherche. Ton écoute et ta générosité sont inégalables.

Merci à Claude, François, Nancy, Nathalia et toute l'équipe du Romolo. Plusieurs questions ont trouvé leur réponse et plusieurs pages se sont fait noircir aux petites heures du matin devant un bon petit café.

Finalement, je veux exprimer ma gratitude à ma femme Mélanie pour avoir été à mes côtés tout au long de la réalisation de cette recherche. Elle est celle qui a le plus célébré avec moi les hauts (très hauts) et supporté les bas (très bas) de cette recherche. Pour moi, c'est une très grande preuve d'amour et je lui en serai toujours reconnaissant.

Résumé

Avec la prise de conscience environnementale de notre société et le resserrement des politiques et règlements environnementaux, la restauration des sites contaminés est devenue, depuis quelques dizaines d'années, un secteur d'activité en soi. Actuellement, la motivation pour la restauration d'un site repose principalement sur une volonté de respecter une contrainte réglementaire externe. Si d'un point de vue environnemental la décision de restaurer un site est relativement simple à prendre, la sélection de la technologie de restauration la plus appropriée est encore empirique. Le contexte entourant la sélection de la technologie à utiliser est emprunt des incertitudes relatives au site. L'efficacité d'atteindre les objectifs de restauration, le niveau final de contamination sur le site, la durée et la facture finale du traitement sont quatre critères fortement variables, en raison de l'hétérogénéité des paramètres chimiques, géologiques et physiques du site, mais pourtant couramment utilisés dans la sélection de la technologie. Les méthodes actuelles pour l'identification d'une technologie de restauration d'un site peuvent être cataloguées selon qu'elles considèrent uniquement des paramètres techniques ou un mélange de paramètres techniques et économiques. Certaines méthodes se basent uniquement sur des cas antérieurs de restauration; d'autres vont comparer les valeurs des paramètres biologiques, chimiques, hydrogéologiques et physiques du site par rapport à aux valeurs associées à une performance optimale pour une technologie donnée. Les méthodes plus évoluées incorporent certaines considérations probabilistes telles que l'incertitude d'atteindre les objectifs de restauration à l'aide d'une technologie donnée. Par contre, peu d'effort a été porté sur l'incorporation de l'incertitude associée au niveau de contamination initial, qui pourtant affecte directement l'atteinte de ces objectifs. D'un point de vue économique, la sélection de la

technologie à utiliser pour restaurer un site est basée sur deux types de coûts: le coût associé à l'échec d'une technologie à atteindre les objectifs de restauration et le coût maximum permis pour diminuer l'incertitude entourant le processus de décision par une acquisition d'information supplémentaire avant d'effectuer la décision. Les modèles développés pour l'incorporation de ce deuxième type de coûts retardent l'application d'une technologie le temps nécessaire pour réduire l'incertitude sur le niveau de contamination du site par une acquisition d'information supplémentaire. Or, la grande majorité des technologies fournit une certaine quantité d'information, imparfaite certes, en raison du suivi qu'elles requièrent durant leur application. Il existe donc deux types d'acquisition d'information: le premier résultant du suivi requis lors de l'application d'une technologie et le second d'une caractérisation additionnelle spécifique. Il ne serait donc pas obligatoire de reporter l'application de toutes les technologies dans le but d'améliorer les connaissances du décideur face à l'état du site et ainsi, diminuer les incertitudes entourant les critères de sélection d'une technologie. Par contre, le choix de la technologie utilisée pour à la fois réduire le niveau de contamination sur le site et acquérir de l'information est crucial et peut limiter le changement de technologie dans le futur suite à une meilleure connaissance du site. En effet, certaines technologies étant plus irréversibles que d'autres, par exemple celles nécessitant l'excavation du site, réduisent l'ensemble des technologies disponibles dans le futur.

L'effet d'irréversibilité et la valeur d'option dans la théorie des options réelles viennent appuyer cette idée d'utiliser une technologie réversible lorsqu'il y a incertitude sur le futur et une possibilité d'acquérir de l'information. L'usage d'une technologie réversible, en ne limitant pas l'ensemble des technologies disponibles dans le futur, conserve une grande flexibilité dans le processus décisionnel en permettant au décideur d'adapter sa stratégie de restauration dans le futur selon l'information qu'il aura obtenue de l'utilisation d'une première technologie.

Cette thèse a pour but de vérifier l'hypothèse voulant que *la prise en considération de l'incertitude face à la concentration en contaminant sur un site et de l'irréversibilité des décisions en matière technologique permette la sélection d'une stratégie favorisant l'atteinte des objectifs de restauration tout en minimisant ses coûts*. L'objectif principal de cette thèse est le développement d'un modèle d'aide à la gestion permettant de justifier, techniquement et économiquement, le choix d'une stratégie de restauration d'un site contaminé. Ceci est réalisé en introduisant dans un modèle d'analyse coûts-bénéfices l'incertitude sur le niveau réel de contamination et sur l'efficacité d'une technologie à atteindre un état donné, la possibilité pour le décideur de revoir son choix dans le futur et finalement les deux types d'acquisition d'information abordés précédemment. La combinaison de ces notions a donné naissance au modèle METEORS, *Modèle d'évaluation technique et économique optimisant la restauration d'un site*. Ce modèle maximise la valeur de la stratégie optimale de restauration à la fois par le choix de la technologie à utiliser à chaque période et par le type d'acquisition d'information, durant l'application d'une technologie et donc après le choix de cette dernière ou avant son choix et par le fait même avant son application. Ce modèle quantifie le succès d'atteindre un état final à la fois par la probabilité initiale que le niveau de contamination du site soit dans une plage donnée et par l'efficacité de la technologie retenue pour atteindre cet état à partir de cette plage. Finalement, sur une base économique, le modèle considère les coûts d'application d'une technologie, les coûts d'acquisition d'information supplémentaire avant le choix de la technologie et les bénéfices associés au site en fin de restauration.

Dans la foulée du développement du modèle, la simulation de la restauration d'un site hypothétique est réalisée en effectuant différentes variations sur les valeurs des paramètres du modèle. Le comportement du modèle est validé en effectuant des changements dans ces valeurs dont les effets sur la valeur espérée de la stratégie de restauration sont prévisibles. De cette

simulation, quatre conclusions sont tirées et interprétées comme des recommandations dans le but d'établir des stratégies de restauration optimales. La première recommandation recommande de réhabiliter un site en suivant une stratégie, composée de l'ensemble des scénarios possibles à partir d'une décision, plutôt qu'en adoptant un scénario en particulier en raison de l'incertitude associée à la réalisation de ce dernier. La seconde suggère que si plusieurs types de caractérisation supplémentaire sont disponibles, celui réduisant le plus les coûts de traitement doit être privilégié. La troisième conseille d'acquérir de l'information avant de choisir la technologie lorsque cela engendre de faibles coûts de caractérisation supplémentaire, puisque les stratégies établies en certitude sur la situation réelle du site ont des valeurs espérées plus grandes que celle en incertitude. Finalement, la quatrième recommandation montre la nécessité d'utiliser METEORS en raison de la variation de la technologie à utiliser selon la différence de coûts de traitement entre une technologie réversible et une irréversible.

Par la suite, METEORS est utilisé pour simuler la restauration d'un site réel contaminé au diesel, soit un volume de 7 895 m³ et une concentration moyenne en diesel de 6 145 mg/kg de sol. En raison des paramètres fixés du site et du dimensionnement des deux technologies considérées, la bioventilation *in situ* et le traitement en biopile, seuls les bénéfices associés au site et la durée maximale permise pour la restauration sont manipulables dans cette analyse. À la suite de différentes variations réalisées sur ces deux paramètres, la stratégie optimale de restauration du site découlant d'une des simulations est analysée. Cette stratégie, d'une valeur et d'une durée espérées respectivement de 1 981 670 \$ et de 2,8 années, est composée de 19 scénarios dont la probabilité cumulative des cinq plus probables dépasse les 95 %. Conformément à la première recommandation évoquée précédemment, un décideur a avantage à suivre cette stratégie plutôt qu'un scénario spécifique qui la compose. De plus, en raison du faible indice de risque associé à cette stratégie optimale, 29,6 %, la valeur réelle du scénario qui se réalisera lors de l'application

de la stratégie avoisinera la valeur espérée de cette dernière. Finalement, une valeur d'option en faveur de la bioventilation *in situ* s'observe, conformément à la théorie des options réelles, à maintes reprises dans cette stratégie en raison de l'incertitude associée à la situation du site, du caractère réversible de cette technologie et de l'information que son utilisation procure au décideur. Le choix pour la technologie réversible maintient une flexibilité dans la stratégie optimale de restauration. Ceci permet un changement, en faveur de la technologie irréversible, advenant une performance plus faible que prévue pour la bioventilation *in situ*. Un seul scénario, parmi les 19, présente ce changement technologique.

L'augmentation des bénéfices et de la durée maximale permise pour restaurer un site accroissant tous deux la valeur de la stratégie optimale de restauration et diminuant le niveau de risque associé à cette stratégie, cette thèse soutient un changement d'attitude dans la gestion de la restauration des sites contaminés en faveur d'une proaction, soit une restauration volontaire non-exigée par une réglementation externe. La restauration du site étant réalisée sans contrainte temporelle, puisque relevant d'une décision volontaire, l'usage de technologies moins efficaces mais moins coûteuses est favorisé. Suivant cette attitude, il est possible d'associer, au site à restaurer, une vocation générant suffisamment de bénéfices pour en rentabiliser sa restauration. Ces deux caractéristiques favorisent, selon les résultats des simulations réalisées par METEORS, une stratégie optimale de restauration ayant une valeur espérée positive et un faible niveau de risque.

Abstract

Over the last twenty years, the environmental awareness of society and new regulations have turned site remediation into a specific environmental activity in its own right. Site remediation is currently driven by the willingness to comply with regulations. If taking the decision to treat a site is quite simple from an environmental point of view, the choice of the most appropriate technology is empirical. The technology is selected in a context of site uncertainties. The effectiveness in reaching the remediation goals, the final contamination level, and both duration and total costs of treatment are quite variable criteria, given the heterogeneity of chemical, geological and physical site parameters. Despite that, these criteria are commonly considered for the selection of a technology. The methods currently used to identify a specific technology for a given site can be divided into two categories depending on whether they focus only on technical parameters or on both technical and economical ones. While some methods are based solely on similar remediation case studies, others compare values of certain biological, chemical, hydrogeological and physical parameters of the site to the corresponding values associated with the optimal performance of specific technologies. Most advanced decision methods include some probability considerations, for example with regard to the effectiveness in reaching the remediation goals with a given technology. Unfortunately, uncertainties about the true level of initial site contamination are generally not taken into account in these methods, even though they directly affect the final state of the site. From an economical point of view, technology selection tools for site remediation focus on two specific types of costs: those associated with the failure of a technology to reach the remediation goals, and those associated with the maximum price a decision-maker should be willing to pay to reduce the uncertainty about the true situation of the

site. Models that include this second type of costs postpone the selection of the most appropriate technology while more information about the site is acquired, in order to reduce uncertainty about the true situation. As a majority of remediation technologies require monitoring during their application, some information is automatically revealed to the decision-maker about the level of contamination. So a decision-maker may learn about the site from two types of information: from monitoring of an applied technology and from additional site characterization. Therefore, it would not be necessary to delay the use of all technologies in order to increase the decision-maker's site knowledge and to consequently reduce the uncertainties surrounding the technology selection criteria. However, the applied technology may influence the set of available technologies in the future if any change is required. Some technologies are more irreversible than others (e.g., those requiring soil excavation) and so limit the set of available technologies in the future.

The irreversible effect and the option value (two concepts from real options theory) support the concept of using a reversible technology when there is uncertainty about the future and the possibility of acquiring additional information to reduce the uncertainty. A reversible technology, by keeping all technologies available in the future, does not reduce the flexibility of a remediation strategy and allows the decision-maker to switch to any other technology in the future to adapt it to new information revealed from the use of the first technology.

The hypothesis of this thesis is that *the consideration of both the uncertainty about the true level of contamination on the site and the irreversibility of a technology decision allows the selection of an optimal remediation strategy which promotes the attainment of the remediation goals and minimizes the costs*. The main objective of this thesis is to develop a management decision model to justify, on a technical and economical basis, the choice of a strategy for the remediation

of a contaminated site. To develop such a model, notions of uncertainties about both the true level of contamination and the effectiveness of a technology in reaching a given site state have been incorporated into a cost-benefit analysis, along with the option to revisit in the future the selected technology and with both types of information acquisition (monitoring and characterization). The resulting model is referred to as METEORS (*Model for Evaluation of Technically and Economically Optimal Remediation Strategy*). This model maximizes the value of the optimal remediation strategy from the choice, at each stage, of both the most appropriate technology and the most appropriate type of information acquisition (data provided by either post-technology-selection or additional pre-technology-selection characterization). METEORS also quantifies the probability of reaching a specific final state, by considering both the initial probability of a specific site situation and the effectiveness of the technology for reaching the specific final state from the specific initial situation. METEORS considers three different types of economical values: the technology application costs, the additional characterization costs, and the post-remediation site benefits.

Following the model development, a hypothetical site remediation has been simulated with several variations of the model parameter values. The model performance was validated by these simulations, as the effects of the variations on the expected value of the optimal remediation strategy are foreseeable. These simulations led to four conclusions that are regarded as recommendations for a decision-maker who wants to identify the optimal remediation strategy. The first recommendation suggests following a strategy based on the ensemble of possible scenarios arising from a single decision, rather than aiming for a specific scenario, due to the risk that any specific scenario may not be realized. The second recommendation suggests that when several types of additional characterizations are available, the one that provides the greatest reduction in the treatment costs should be selected. The third recommendation suggests

that when acquisition costs of additional characterization are low, it is valuable to obtain additional information before selecting the most appropriate technology, because a strategy based on lower levels of uncertainty has a higher value than one based on higher levels of uncertainty about the true level of contamination. The fourth recommendation suggests that use of METEORS is necessary, given the broad range of processing costs between reversible and irreversible technologies.

METEORS has been used to simulate the remediation of a real diesel-contaminated site, with 7 895 m³ of contaminated soil at an average diesel-concentration of 6 145 mg/kg of soil. Variations were done on only two parameters, the site benefits and the maximum allowed remediation duration. All other parameters are fixed either by the site or by the designs of the technologies. Two technologies were available for the remediation of the site: *in situ* bioventing and biopile. Detailed description of an optimal remediation strategy is given for one set of site benefits and maximum duration. This optimal remediation strategy, having an expected value and duration of 1 981 670\$ and 2.8 years respectively, is composed of 19 scenarios. The cumulative probability of the first five more probable scenarios is over 95%. Following the first recommendation, it is advantageous for a decision-maker to follow a strategy based on an ensemble of scenarios, rather than a single given scenario (even if that scenario is the most probable one). The real value of the scenario that will be realized from the application of the optimal remediation strategy should be around the expected value of this strategy because the risk index is quite low (29.6%). In accordance with the real options theory, an option value is quantifiable for the selection of the *in situ* bioventing over the biopile because of the uncertainty about the true site situation, the reversibility of *in situ* bioventing and the information that is revealed by monitoring of this technology. This choice of the reversible technology retains flexibility in optimal remediation strategy, allowing a switch to the irreversible biopile

technology in the case of poor effectiveness of *in situ* bioventing. This switch occurs in only one scenario among the 19 in the optimal remediation strategy.

A significant result of the METEORS simulation is that the combination of increased site benefits and increased maximum duration result in an increased expected value of the optimal site remediation strategy and a reduced level of risk associated with the optimal strategy. Consequently, this thesis maintains that a proactive approach should be considered in site remediation, with the site manager undertaking voluntary remediation prior to being compelled to remediate by regulatory authorities. Under this proactive approach, the site manager will have the ability to select high post-remediation site benefits while not being constrained to treat the site within a prescribed duration.

Table des matières

ÉPIGRAPHE	IV
REMERCIEMENTS.....	V
RÉSUMÉ	VIII
ABSTRACT	XIII
TABLE DES MATIÈRES	XVIII
LISTE DES FIGURES.....	XXIII
LISTE DES TABLEAUX	XXV
LISTE DES ANNEXES	XXVII
SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 LA NÉCESSITÉ DES MÉTHODES DE SÉLECTION DES TECHNOLOGIES DANS LE DOMAINE DE LA RESTAURATION DES SITES CONTAMINÉS	6
2.2 MÉTHODES DE SÉLECTION DE LA TECHNOLOGIE À APPLIQUER POUR LA RESTAURATION D'UN SITE CONTAMINÉ	9
2.2.1 <i>Structures simples de décision</i>	9
2.2.1.1 Structures déterministes	10
2.2.1.2 Structures probabilistes	14
2.2.2 <i>Structures complexes de décision</i>	23

2.2.2.1	Systemes experts	23
2.2.2.2	Outils basés sur des paramètres pondérés	25
2.2.3	<i>Structures basées sur l'évaluation économique</i>	27
2.2.3.1	Paramètres économiques exogènes	27
2.2.3.2	Paramètres économiques endogènes	29
2.2.3.2.1	Coûts associés à l'échec	29
2.2.3.2.2	Coûts associés à la réduction de l'incertitude	34
2.2.3.2.2.1	Notion de regret et valeur de l'information parfaite	34
2.2.3.2.2.2	Notion de regret et valeur de l'information imparfaite	38
2.2.3.2.2.3	Dilemme entre agir et acquérir de l'information	39
2.3	NOTIONS ÉCONOMIQUES PERMETTANT D'EFFECTUER UN CHOIX DANS UN CONTEXTE GÉNÉRAL	42
2.3.1.1	Critères simples de décision économique	42
2.3.1.1.1	Valeur actuelle nette (VAN).....	43
2.3.1.1.2	Maximin, maximax, regret minimax et valeur espérée	45
2.3.1.2	Critère évolué de décision économique: la valeur d'option	47
2.3.1.2.1	Notion d'irréversibilité	48
2.3.1.2.2	Valeur d'option.....	49
2.3.1.2.2.1	Exemple d'une décision réversible.....	51
2.3.1.2.2.2	Exemple d'une décision irréversible	52
2.3.1.2.2.3	Nuances dans l'interprétation de la valeur d'option	54
2.4	SYNTHÈSE DE LA REVUE DE LITTÉRATURE	57
CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE		61

3.1	HYPOTHÈSE DE RECHERCHE.....	61
3.2	OBJECTIFS	61
3.3	STRUCTURATION DU DÉVELOPPEMENT DU MODÈLE.....	62
CHAPITRE 4 SYNTHÈSE ET PRÉSENTATION DES ARTICLES.....		67
4.1	BESOIN POUR UN OUTIL DE SÉLECTION D'UNE TECHNOLOGIE DE RESTAURATION D'UN SITE.....	67
4.2	VALIDATION DE L'APPLICATION DES CONCEPTS ÉCONOMIQUES AU PROCESSUS DE SÉLECTION D'UNE TECHNOLOGIE DE RESTAURATION.....	71
4.3	ATTRIBUTION D'UNE VALEUR POSITIVE À LA RESTAURATION D'UN SITE PAR UNE NOUVELLE APPROCHE DE GESTION ENVIRONNEMENTALE.....	75
CHAPITRE 5 A TECHNICO-ECONOMIC APPROACH FOR THE SELECTION OF SITE REMEDIATION STRATEGY- PART A: THEORY		81
5.1	ABSTRACT	81
5.2	SITE REMEDIATION CONSIDERATIONS AND MODEL DEVELOPMENT.....	85
5.2.1	<i>Site remediation technologies description</i>	85
5.2.2	<i>The standard approach</i>	89
5.2.3	<i>Sequential decision-making, option values and flexible remediation scenario</i>	92
5.3	CONCLUSION	97
CHAPITRE 6 A TECHNICO-ECONOMIC APPROACH FOR THE SELECTION OF SITE REMEDIATION STRATEGY- PART B: MODEL APPLICATION		98
6.1	ABSTRACT	98
6.2	APPLICATION OF THE MODEL TO A HYPOTHETICAL SITE.....	100

6.2.1	<i>Description of site and available remediation technologies</i>	100
6.2.2	<i>Simulation results</i>	104
6.3	CONCLUSIONS	115
 CHAPITRE 7 SITE REMEDIATION CAN BE VALUABLE IF PROACTIVE		
	ATTITUDES ARE ADOPTED	116
7.1	ABSTRACT	116
7.2	DESCRIPTION OF THE CONTAMINATED SITE	119
7.3	TECHNOLOGY EFFECTIVENESS	121
7.4	TREATMENT COSTS AND REMEDIATION BENEFITS	122
7.5	TIME CONSTRAINT	124
7.6	RESULTS	125
7.7	DISCUSSION	132
7.8	APPENDIX	135
 CHAPITRE 8 DISCUSSION		
8.1	STRUCTURE D'UN OUTIL BASÉ SUR METEORS POUR L'AIDE À LA GESTION DE LA RESTAURATION	137
8.2	PARTICULARITÉS DE LA RÉPONSE D'UN OUTIL BASÉ SUR METEORS POUR L'AIDE À LA GESTION DE LA RESTAURATION	142
8.2.1	<i>Séquence des technologies à appliquer</i>	142
8.2.2	<i>Valeur de la restauration</i>	143
8.2.3	<i>Durée de la restauration</i>	144
 CHAPITRE 9 DÉVELOPPEMENT THÉORIQUE COMPLÉMENTAIRE		
9.1	ADAPTATION DE METEORS À L'ACQUISITION D'INFORMATION IMPARFAITE	145

9.1.1	<i>Acquisition d'information imparfaite</i>	148
9.1.2	<i>Application de l'acquisition d'information imparfaite à la caractérisation complémentaire d'un site.....</i>	151
9.1.2.1	<i>Adaptation du modèle technico-économique à l'acquisition d'information imparfaite</i>	153
9.1.2.2	<i>Exemple d'utilisation du modèle technico-économique modifié</i>	155
9.2	PERCEPTION DE METEORS ET DE LA PROACTION PAR DES GESTIONNAIRES DE SITES CONTAMINÉS.....	163
9.2.1	<i>Les coûts associés à retarder la remise en état d'un site</i>	165
9.2.2	<i>L'augmentation de la valeur du site selon son état final</i>	166
9.2.3	<i>La perception du changement technologique durant la restauration</i>	167
9.2.4	<i>La proaction en matière de restauration des sites</i>	170
9.2.5	<i>L'usage du modèle technico-économique</i>	172
	CHAPITRE 10 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	175
	RÉFÉRENCES	184
	ANNEXES.....	202

Liste des figures

Figure 2-1 Organigramme pour la sélection de la bioventilation <i>in situ</i>	12
Figure 3-1 Structure de développement du modèle technico-économique.....	63
Figure 5-1 Combination of remediation technologies	88
Figure 6-1 Two stages decision tree	107
Figure 6-2 Relative site values of scenarios remediation	108
Figure 6-3 Relative site values of strategies remediation	109
Figure 6-4 Treatment costs reduction influence on relative site values of strategies remediation	111
Figure 6-5 Influence of the treatment costs ratio on the optimal remediation relative value .	113
Figure 7-1 Typical one-stage evolution from initial state to another one	120
Figure 7-2 Graphical representation of the Optimal Remediation Strategy (ORS) limited to a maximum of three years	126
Figure 7-3 Effects of time constraint on both Risk index (RI) and Optimal Remediation Strategy (ORS) value.....	133
Figure 7-4 Effects of benefits values on Risk index (RI) and Optimal Remediation Strategy (ORS) value.....	134
Figure 8-1 Schématisation de la structure d'un outil d'aide à la gestion basé sur METEORS	139

Figure 9-1 Plage de probabilités pour lesquelles l'acquisition d'information est avantageuse.....	147
Figure 9-2 Arbre de décision de METEORS ⁺ considérant un seul type d'acquisition d'information imparfaite	158
Figure 9-3 Application d'un arbre de décision de METEORS ⁺ considérant un seul type d'acquisition d'information imparfaite	161
Figure 9-4 Arbre de décision de METEORS ⁺ considérant deux types d'acquisition d'information imparfaite	162
Figure A 2-1 Limite du site, de la zone à restaurer et emplacement des points d'échantillonnage de la caractérisation initiale.....	212
Figure A 3-1 Chromatogramme massique des composés formant le diesel	234
Figure A 4-1 Carte d'isocontours des indicateurs (Z=3 500 mg diesel/kg sol) des concentrations estimées	254
Figure A 4-2 Variogramme multidirectionnel pour les concentrations initiales transformées	256
Figure A 5-1 Définition des probabilités des réponses du test d'acquisition d'information imparfaite.....	264

Liste des tableaux

Tableau 2-1 Valeur espérée de la décision d'installer ou non une géomembrane	35
Tableau 2-2 Bénéfices (en milliers de dollars) du dépistage d'une maladie	47
Table 6-1- Parameters values used for the simulation	103
Table 7-1 <i>In situ</i> bioventing and biopile capital and O&M costs	123
Table 7-2 Scenarios composing the ORS limited to three years	130
Tableau A 1-1 Paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation <i>in situ</i>	203
Tableau A 1-2 Traduction numérique des relations d'importance	203
Tableau A 1-3 Comparaison de l'importance des paramètres associés au site	204
Tableau A 1-4 Comparaison de l'importance des paramètres associés au contaminant	204
Tableau A 1-5 Comparaison de l'importance des catégories de paramètres	204
Tableau A 1-6 Indice aléatoire utilisé pour évaluer la cohérence d'une comparaison	207
Tableau A 1-7 Poids des paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation <i>in situ</i>	209
Tableau A 3-1 Notes associées aux paramètres affectant la bioventilation <i>in situ</i>	217
Tableau A 3-2 Notes pour le site réel considéré dans les simulations	219
Tableau A 3-3 Matériel nécessaire pour la construction du système de bioventilation <i>in situ</i>	226
Tableau A 3-4 Matériel nécessaire pour la construction des puits d'extraction d'air	227
Tableau A 3-5 Matériel nécessaire pour la construction des points de suivi	227

Tableau A 3-6 Coûts fixes et variables pour l'utilisation de la bioventilation <i>in situ</i>	228
Tableau A 3-7 Proportion massique des C_{11} - C_{24} dans la composition du diesel	233
Tableau A 3-8 Matériel nécessaire pour la construction des biopiles	243
Tableau A 3-9 Coûts fixes et variables pour l'utilisation du traitement en biopile	245
Tableau A 5-1 Coûts associés à l'acquisition et l'analyse d'un échantillon	263

Liste des annexes

ANNEXE 1. PONDÉRATION DES PARAMÈTRES INFLUENÇANT L'EFFICACITÉ DE LA BIOVENTILATION <i>IN SITU</i> PAR LA MÉTHODE DE HIÉRARCHIE MULTICRITÈRE	202
ANNEXE 2. PRÉSENTATION DU SITE CONTAMINÉ À RESTAURER	210
ANNEXE 3. CONCEPTION, DIMENSIONNEMENT ET ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES TECHNOLOGIES	213
A 3.1. BIOVENTILATION <i>IN SITU</i>	214
A 3.1.1. <i>Description de la technologie</i>	214
A 3.1.2. <i>Performance</i>	217
A 3.1.3. <i>Dimensionnement</i>	221
A 3.1.4. <i>Coûts</i>	228
A 3.2. EXCAVATION ET MISE EN BIOPILE	231
A 3.2.1. <i>Description de la technologie</i>	231
A 3.2.2. <i>Dimensionnement</i>	233
A 3.2.3. <i>Coûts</i>	244
ANNEXE 4. ÉVALUATION DES PROBABILITÉS D'OCCURRENCE DES SITUATIONS.....	248
ANNEXE 5. ACQUISITION D'INFORMATION SUPPLÉMENTAIRE	258
A 5.1. NOMBRE MINIMUM D'ÉCHANTILLONS REQUIS POUR UNE ACQUISITION D'INFORMATION PARFAITE.....	259

A 5.2. EXEMPLE DE CALCUL DES PROBABILITÉS RÉVISÉES À LA SUITE D'UNE	
ACQUISITION D'INFORMATION IMPARFAITE	264
ANNEXE 6. PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS	267

Sigles et abréviations

i	Taux d'actualisation
α	Facteur d'actualisation
n	Nombre de périodes restantes dans la simulation de la restauration
t	Technologie de restauration
S	Ensemble de toutes les situations possibles (tous les niveaux de contamination)
s	Situation spécifique du site (niveau de contamination) (élément de l'ensemble S)
q	État du site; connaissance du décideur à propos du site; distribution de probabilités de toutes les situations possibles (vecteur de l'ensemble S)
q'	Nouvel état du site après l'utilisation d'une technologie donnée durant une période
$q(s)$	Probabilité d'occurrence de la situation s (élément du vecteur q)
$Q(s)$	Ensemble de tous les états possibles, $Q(s)=\{q \in \mathbb{R}^{ S } \mid q(s) \geq 0 ; \sum q(s)=1\}$
$C(s,t)$	Coûts associés à l'application de la technologie t pour restaurer un site de situation s
$I(q)$	Coûts associés à l'acquisition d'information d'un site défini par l'état q
$P(q' s,t)$	Probabilité conditionnelle d'atteindre un état q' à partir d'une situation s suite à l'utilisation d'une technologie t
$R(q')$	Bénéfices associés au site défini par l'état q' , bénéfices pouvant être reliés à la valeur marchande du site ou à un projet réalisé sur le site suite au traitement partiel ou total de ce dernier

$T(s)$	Ensemble de toutes les technologies de restauration possibles pour traiter un site de situation s
$T(q)$	Ensemble de toutes les technologies de restauration possibles pour traiter un site défini par l'état q
$v(q)$	Valeur maximale de la restauration d'un site défini par l'état q
$V_n(q)$	Valeur maximale de la restauration sur n périodes d'un site défini par l'état q
$w(s)$	Valeur nom maximisée de la restauration d'un site
$W(q)$	Valeur nom maximisée de la restauration d'un site défini par l'état q

CHAPITRE 1 Introduction

Le ministère de l'Environnement du Québec publiait en 2000, un bilan (Ministère de l'Environnement du Québec, 2000) des terrains contaminés à l'échelle de la province et répertoriés depuis 1984 dans le cadre du programme GERLED, *Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets*. Ce bilan révèle que des 1870 terrains répertoriés en 1996, 45 % étaient regroupés dans une zone couvrant l'Île de Montréal et la Montérégie. De plus, 73 % de ces terrains présentaient une contamination partielle aux hydrocarbures pétroliers. Pour 1221 des 1870 terrains répertoriés, une réhabilitation avait déjà été entreprise. De ces terrains en processus de réhabilitation, la technique retenue était connue pour 294, à savoir 147 (50,0 %) par enfouissement, 58 (19,7 %) par confinement, 51 (17,3 %) par traitement biologique, 34 (11,6 %) par traitement physico-chimique et 4 (1,4 %) par traitement thermique. Finalement, le bilan indique que pour 492 terrains dont la contamination résultait d'une opération journalière industrielle ou commerciale ou d'un déversement accidentel, plus de la moitié des sites (52 %) étaient en processus de réhabilitation en raison du programme de remplacement des réservoirs souterrains du ministère des Ressources naturelles. L'impact sur la santé et l'environnement était un élément déclencheur de la restauration dans 14 % des cas, la fermeture de l'usine dans 8 % et la réutilisation du terrain dans 9 % des cas. L'incitatif de la réhabilitation pour les 17 % restant ne pouvait être identifié. Dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du ministère de l'Environnement du Québec (1999b), il est établi qu'un processus de réhabilitation d'un site doit être mis en place, autrement qu'en cas de risques à la santé humaine et à l'environnement, lorsqu'il y a désir de réutilisation d'un terrain potentiellement contaminé. Cette réutilisation

peut aussi bien être faite par l'actuel propriétaire ou par un nouveau propriétaire suite à la vente du terrain. Des terrains répertoriés dans le bilan présenté précédemment et pour lesquels l'incitatif à la réhabilitation était connu, la grande majorité (86 %) était en processus de restauration en raison d'un élément pouvant être associé à la réglementation en vigueur, que ce soit le programme de remplacement des réservoirs souterrains, un impact appréhendé ou une réutilisation. Cette tendance à la restauration engendrée par un incitatif réglementaire a été confirmée en 1996 dans un sondage sur la gestion environnementale au Canada publiée par la firme KPMG (1996). Selon cette dernière, les 425 répondants classaient à 93 % le respect de la réglementation en vigueur comme premier facteur influençant leurs organisations à restaurer un site. Ils classaient par la suite à 73 % la responsabilité de la haute direction de leurs organisations comme second facteur.

Au Québec, la restauration des terrains contaminés s'inscrit dans le second volet de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Tout terrain potentiellement contaminé pour lequel il y a des projets de réutilisation ou tout terrain contaminé présentant un risque pour la santé humaine, la faune, la flore, l'environnement ou les biens, ou pouvant présenter tout autre risque significatif doit faire l'objet d'une réhabilitation (Ministère de l'Environnement du Québec, 1999b). Cette dernière peut soit faire l'objet d'une intervention sur le site pour le rendre conforme aux critères génériques d'usage ou à des critères spécifiques mis en place par une analyse des risques, soit reposer sur un confinement et un suivi de la contamination ou soit sur la mise en place de mesures restrictives quant à l'utilisation du site. Dans certains cas de contamination ou d'utilisation future du site, le type de réhabilitation sera limité à l'utilisation des critères génériques d'usage. Depuis quelques années déjà, l'usage de critères génériques est remis en question au profit de critères spécifiques. Les critères génériques ont été établis à l'intérieur de balises représentant un site contaminé typique. Or il

arrive que le site à restaurer diffère du site typique et que les critères génériques établis ne soient pas adéquats pour le site à restaurer. Dans de telles circonstances, le recours à des critères spécifiques, prenant en considération les risques à la santé humaine et les voies d'exposition des organismes récepteurs (risques écotoxicologiques) et utilisant des facteurs de toxicité pour les contaminations mixtes, permet de restaurer plus adéquatement un site donné (Michelsen and Boyce, 1993).

Si une évolution émerge lentement dans l'établissement des objectifs de restauration, le choix de la technologie à utiliser pour les atteindre reste néanmoins complexe. Le Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés attribue principalement cette complexité à des mauvaises stratégies décisionnelles.

« Cet aspect [les stratégies décisionnelles] n'est pas vraiment prioritaire aux yeux des planificateurs, et [...] les méthodes de décision sont généralement mal comprises. La plupart des gestionnaires de projets et des planificateurs portent leur attention avant tout sur le choix d'une technologie plutôt que sur l'ensemble des stratégies générales d'assainissement. » (Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés, 1997, page 6).

De nombreuses méthodes ou structures de décision permettent d'étudier l'applicabilité d'une technologie à un site contaminé. Le jugement de cette applicabilité se limite pour certaines structures à des critères purement techniques tels que la valeur d'un paramètre du site (par exemple sa perméabilité à l'air ou le taux de respiration *in situ*). Pour d'autres, le jugement est établi à l'aide de critères tant techniques qu'économiques, tels que des classements de technologies selon des plages typiques pour leurs efficacités et leurs coûts. Les méthodes les plus développées pour la sélection d'une technologie (coûts associés à l'échec, valeur de l'information parfaite et imparfaite) incorporent à ces analyses techniques et économiques des notions d'incertitude sur la situation réelle du site ou sur l'atteinte des objectifs de restauration. Si ces méthodes respectent les grandes lignes d'une structure de gestion environnementale (le

choix d'une technologie de restauration dans le but de modifier l'état du site, l'utilisation de cette technologie et l'évaluation de l'atteinte des objectifs (Wyant et al., 1995)) leur faiblesse se situe dans leur incapacité à s'adapter à l'évolution de la restauration, notamment en raison de l'aspect statique de la décision et de l'impossibilité de réviser le choix technologique dans le futur. Pourtant, il est nécessaire que la stratégie de réhabilitation soit assez flexible afin d'être adaptée selon l'évolution de la restauration (Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés, 1999).

Un parallèle entre cette idée de flexibilité dans la stratégie de restauration peut être fait avec la théorie des options réelles voulant qu'en cas d'incertitude sur une situation, une approche permettant un libre ajustement dans le futur du niveau d'implication soit privilégiée s'il est possible que cette incertitude s'estompe dans le temps. Cette idée, connue sous le nom d'effet d'irréversibilité, a été introduite par Arrow and Fisher (1974) et Henry (1974a). À partir de ce parallèle, il est proposé de développer un modèle technico-économique permettant d'établir une stratégie optimale de restauration d'un site contaminé en considérant les incertitudes sur le niveau de contamination du site et l'évolution de la décontamination, la technologie utilisée, les coûts associés à la restauration et les bénéfices qui en découlent. La méthodologie suivante est suivie pour mettre en place ce modèle et évaluer sa capacité à établir une telle stratégie optimale. À la suite d'une revue des différentes méthodes déjà existantes dans le domaine environnemental pour sélectionner une technologie de restauration, la construction du modèle est entreprise en s'appuyant sur un modèle d'analyse coûts-bénéfices. À chaque étape de la construction, une notion ou une considération supplémentaire est ajoutée au modèle déjà élaboré, permettant ainsi d'améliorer la prise de décision en maximisant la valeur de la stratégie et de démarquer le modèle des méthodes déjà existantes. Une fois le modèle complété, ce dernier est vérifié afin de s'assurer de la logique de sa réponse. Le but à cette étape est de réaliser des simulations pour

lesquelles les résultats sont relativement prévisibles afin de s'assurer que le modèle est en mesure de reproduire ces résultats. Il peut s'agir par exemple de l'augmentation des coûts de traitement pour laquelle la réponse du modèle devrait être une diminution de la valeur espérée de la stratégie de restauration (valeur représentant les bénéfices nets, d'où la diminution). En cas d'incohérence entre les prévisions et les réponses du modèle, des ajustements à ce dernier sont apportés. L'étape suivante consiste en l'interprétation des résultats de simulations plus complexes. Préalablement à la réalisation de cette étape, deux tâches doivent être complétées. Il s'agit dans un premier temps d'identifier les variables manipulables parmi l'ensemble des variables du modèle et dans un second temps de recueillir les données nécessaires pour alimenter les variables non manipulables du modèle. Cette recherche de données peut s'orienter vers la littérature, être réalisée par la collecte de données réelles associées à un site contaminé ou par une combinaison des deux. Finalement, différentes simulations sont réalisées par des changements sur les variables manipulables. L'interprétation des résultats de ces simulations permet de statuer sur l'intérêt, d'un point de vue décisionnel, pour un gestionnaire d'un site à utiliser ce modèle.

Le corps de cette thèse étant constitué de trois articles soumis pour publication, une synthèse de leurs contenus est présentée immédiatement après l'approche méthodologique qui suit la revue de littérature pertinente dans les domaines des décisions environnementale et économique. Suite à cette synthèse, les trois articles sont présentés dans un ordre respectant la chronologie de la méthodologie exposée précédemment. Par la suite, un chapitre de discussion schématise une application possible de ce modèle. Finalement, un chapitre complémentaire propose une amélioration permettant de raffiner la réponse du modèle et traite de la perception du modèle par différents professionnels confrontés quotidiennement à des problèmes d'élaboration de stratégies de restauration de sites contaminés.

CHAPITRE 2 Revue de littérature

Cette revue de littérature présente dans un premier temps, le contexte particulier dans lequel s'inscrit la sélection d'une technologie de restauration d'un site contaminé. Par la suite, cette revue de littérature montre l'ampleur de l'éventail des méthodes de décision qui s'offre à un gestionnaire de site lorsque vient le temps de choisir la bonne technologie de restauration pour décontaminer un site donné. Parmi ces méthodes, certaines n'abordent que l'aspect technique de la restauration tandis que d'autres introduisent des aspects économiques dans la prise de décision. Ces deux classes d'aspects sont traitées dans la seconde partie de ce chapitre. La troisième partie de cette revue de littérature est consacrée à des considérations économiques. Certaines sont déjà utilisées en environnement (mais traitées dans cette partie puisqu'il s'agit de méthodes économiques appliquées à l'environnement et non pas des méthodes environnementales considérant des aspects économiques) et d'autres n'en sont qu'à leurs premiers balbutiements dans ce domaine particulier du génie et des sciences naturelles mais présentent un potentiel pour l'aide à la décision et à la gestion de ce champ d'application.

2.1 La nécessité des méthodes de sélection des technologies dans le domaine de la restauration des sites contaminés

Dans le meilleur des mondes, la sélection de la technologie la plus appropriée pour la restauration d'un site contaminé serait un exercice fort simple en raison d'une connaissance illimitée de tous les paramètres et concepts pouvant influencer ce choix. Or la réalité dans le domaine de la réhabilitation des sites est tout autre. Les valeurs de bons nombres de paramètres sont inconnues ou du moins mal connues. Cette première section de la revue de littérature

présente différentes incertitudes qui complexifient l'identification d'une technologie et justifient le recours à des méthodes de sélection d'une technologie de restauration.

L'hétérogénéité des paramètres chimiques, géologiques et physiques du site est sans contredire la plus grande source d'incertitudes qui affecte le processus de décision. Freeze et al. (1992) différencient deux types d'incertitude associée à l'hétérogénéité d'un sol: l'incertitude géologique et l'incertitude des paramètres. La première incertitude est associée à la continuité de la structure du site (par exemple l'incertitude sur la continuité ou non d'une couche d'argile dans le profil géologique du sol). La seconde incertitude touche directement les valeurs mesurées sur un site pour définir les paramètres géologiques de ce dernier. Ainsi lors de la sélection d'une technologie de restauration, un décideur devrait, en plus de se questionner sur l'exactitude d'une valeur en un point donné sur le site, se questionner sur la représentativité de cette valeur à une distance donnée de son point de mesure. En raison de l'hétérogénéité du site et d'un budget limité pour sa caractérisation, des estimations et des extrapolations sont nécessaires pour obtenir une vue d'ensemble de la contamination sur le site ou d'un paramètre en particulier. Or ces estimations et extrapolations ouvrent la porte à de nombreuses incertitudes (Mckenna, 1998).

L'incertitude sur les données du site affecte également la prédiction de la réduction de la masse de contaminant suite à l'application d'une technologie. DePaoli et al. (1996) soutiennent que si les modèles qu'ils ont répertoriés dans la littérature permettent de prédire, sur papier, l'écoulement de l'air et le transport des contaminants dans les sols, leurs applications restent à tout de moins difficiles en raison de la quantité d'information qu'ils requièrent, de l'incertitude sur les valeurs utilisées et de contraintes tant budgétaires qu'économiques. Rong (1999) abonde dans le même sens en affirmant que la validation de modèles pour le transport des contaminants

organiques volatiles dans la zone vadose est difficile en raison notamment de l'incertitude sur la quantité de contaminant dans le sol et de l'âge de la contamination. De telles difficultés dans la prédiction des mécanismes de transport ou de réduction de la contamination influencent directement l'évaluation des efficacités des technologies à atteindre les objectifs de restauration. Cette influence est d'autant plus grande pour les technologies *in situ*, pour lesquelles seulement un nombre limité d'échantillons caractérise le site, comparativement aux technologies *ex situ*, pour lesquelles l'observation du sol durant son excavation révèle beaucoup d'information à propos du type de sol et de l'étendue de la contamination. Perdek (1997) considère qu'un site ne peut pas être entièrement caractérisé sans excaver le sol.

Ces incertitudes sur les données du site et les difficultés d'application des modèles de prédiction peuvent se solder par un sur ou un sous dimensionnement des technologies de restauration des sites afin de s'assurer de l'atteinte des objectifs de décontamination (Barnes and McWhorter, 2000a). Une telle approche augmente nécessairement les coûts de restauration. L'identification de projets rentables de restauration de site passe ainsi par une diminution de l'incertitude entourant les coûts des technologies (Day et al., 1997). L'incertitude des coûts de traitement et leurs variations ont été observées dans une étude réalisée par le *Construction Industry Institute* (CII). Dans 47 % des sites étudiés (sur un total de 60 projets de restauration), la facture finale dépassait de plus de 5 % le budget initial alors que seulement 5 % des projets présentaient une facture finale inférieure à plus de 5 % au budget initial (étude citée dans Diekmann (1997)). Si les coûts de traitement sont parfois augmentés en raison du surdimensionnement résultant de la difficulté à prédire l'efficacité d'une technologie, ils peuvent également l'être en raison d'une sous-estimation de la durée totale de la restauration. Cette mauvaise estimation peut être directement reliée aux incertitudes entourant les données du site et la difficulté de prédiction des efficacités des technologies.

Devant tant d'incertitudes associées au site contaminé et affectant à la fois des aspects techniques, économiques et temporelles de la restauration d'un site, la sélection de la technologie la plus appropriée doit nécessairement se faire à l'aide de méthodes ou de structures de décision. La prochaine section de cette revue de littérature présente un éventail des méthodes permettant de retenir la technologie adéquate pour atteindre les objectifs de restauration.

2.2 Méthodes de sélection de la technologie à appliquer pour la restauration d'un site contaminé

Dans un contexte général de décision, le Prix Nobel d'économie H. Simon soutient qu'en raison des faibles capacités de mémoire à court terme du décideur, ce dernier ne peut, malgré lui, être rationnel dans ses décisions et que ce manque de rationalité peut se refléter par des choix non optimaux ou par de trop grandes simplifications de la réalité (Simos, 1990). En appliquant ce raisonnement à la restauration des sites contaminés, le choix d'une technologie de traitement ne serait optimal sans l'aide d'une structure de décision considérant l'ensemble des réalisations possibles résultantes de toutes les technologies considérées.

Cette partie de la revue de littérature couvre les différentes méthodes de sélection d'une technologie de restauration d'un site contaminé. En raison de la grande variété de ces méthodes et de leurs utilisations, la présente partie est divisée en trois sections, présentant respectivement les structures simples de décision, les structures complexes et l'influence de l'économie sur les prises de décision environnementale.

2.2.1 Structures simples de décision

La présentation des différentes structures simples de décision est divisée en deux parties selon que les méthodes ne considèrent aucune incertitude par rapport aux valeurs considérées et du

même coup aux résultats obtenus (structures déterministes) ou qu'ils considèrent une variation possible dans les données initiales utilisées pour alimenter les outils de décision (structures probabilistes). Il est à noter que certaines structures probabilistes incluent des notions d'économies; dans un tel cas elles seront présentées dans les deux sections en mettant l'emphasis sur un sujet ou l'autre selon la section concernée.

2.2.1.1 Structures déterministes

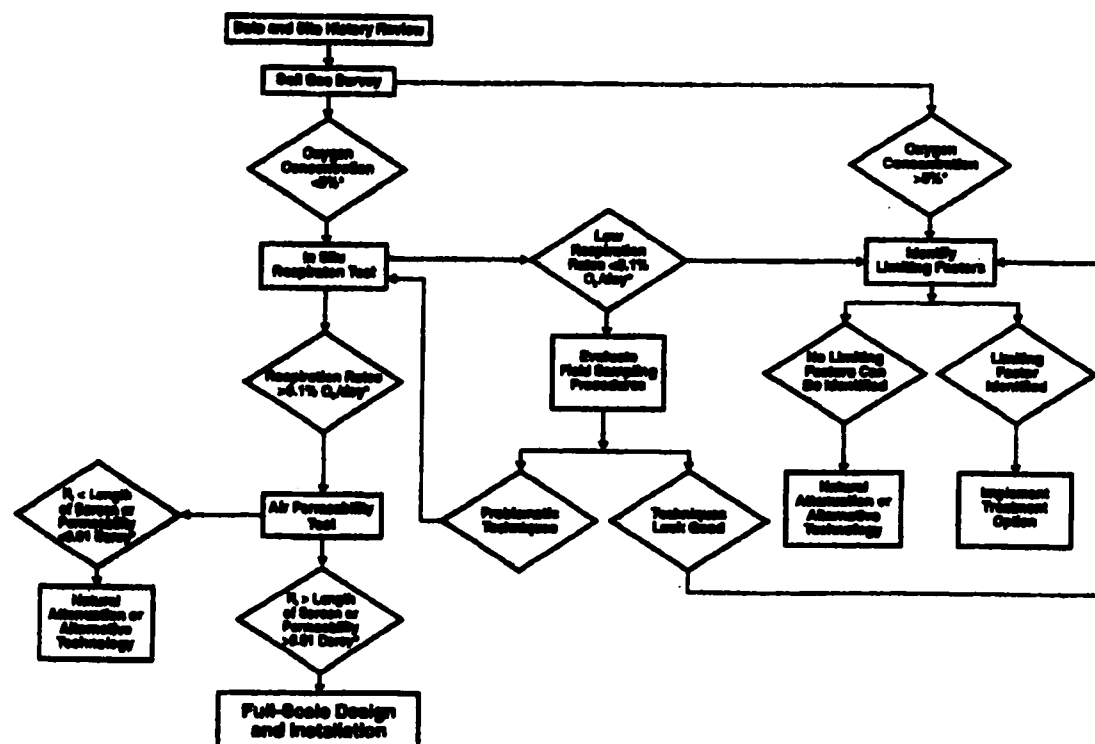
Cette première partie regroupe les différentes méthodes de sélection d'une technologie se basant uniquement sur un ensemble de paramètres associés au contaminant et à la nature chimique, physique et biologique du site, et dont les valeurs sont uniques et fixées *a priori*, c'est-à-dire avant le processus de décision.

De toutes les méthodes pouvant entrer dans cette première catégorie, la plus simple pour identifier la technologie de restauration d'un site contaminé repose sur l'investigation des décisions passées. Fesko (1994) identifie une technologie de restauration pour la contamination d'une nappe d'eau souterraine en relevant dans la littérature les technologies qui ont été retenues par le passé pour une contamination similaire. Cette recherche a permis d'identifier cinq technologies de restauration et de recueillir de l'information pour chacune d'elle. Parmi les cinq, trois ont été initialement rejetées en raison d'une interdiction réglementaire quant à leur utilisation. Le choix final de la technologie a été fait en comparant de façon qualitative la performance et les coûts de traitement des deux technologies restantes (par exemple, la technologie X a un coût modéré tandis que la technologie Y a un coût élevé). Plusieurs sources d'informations (U.S. Environmental Protection Agency et al., 1995 ; U.S. Environmental Protection Agency, 2000) peuvent être consultées pour dresser des historiques de restauration plus ou moins similaires, avoir des ordres de grandeurs des coûts et de la durée de traitement.

Par contre, cette méthode d'identification d'une technologie, basée sur les utilisations précédentes, restreint l'usage de nouvelles alternatives.

Toute décision, de quelque nature qu'elle soit, est prise selon le respect d'un nombre plus ou moins important de critères. Parmi les structures simples de décision, les organigrammes permettent d'orienter le choix du décideur selon le respect ou non de chaque critère évalué séquentiellement. Le décideur est guidé du départ jusqu'à un point d'arrivée associé à une indication sur le choix technologique à faire. Entre ces deux points, le décideur est aiguillé par une série de questions à réponses principalement binaires. Ces questions ont pour but de vérifier si les valeurs de paramètres associés au type et au niveau de contaminant ainsi qu'à la nature du sol sont supérieures ou inférieures à des valeurs critiques préétablies. Lorsque l'objectif d'un organigramme est de sélectionner une technologie parmi un ensemble, le questionnement peut s'orienter vers l'efficacité de chaque technologie les unes après les autres. La sélection d'une technologie pour le traitement d'un site contaminé par des composés organiques volatils est guidée par des questions binaires sur l'emplacement de la contamination, la détection de nouvelles sources de contaminant et l'efficacité des technologies telles que l'extraction de vapeur, le traitement thermique et l'incinération (U.S. Environmental Protection Agency, 1993). L'applicabilité de la bioventilation *in situ* pour une contamination aux hydrocarbures pétroliers est évaluée dans un organigramme du U.S. Environmental Protection Agency (1995c) à l'aide de questions portant sur la concentration en oxygène dans le sol, le taux de respiration *in situ* et la perméabilité du sol. Cet organigramme est présenté à titre d'exemple à la Figure 2-1. La détermination de l'applicabilité d'un traitement des sols par excavation et mise en biopile est basée sur des questions telles que la possibilité d'excaver le sol, le volume de sol à traiter et la durée maximale permise pour la restauration (von Fahnestock et al., 1998). Ces organigrammes développés pour l'évaluation d'une technologie en particulier sont généralement vagues sur

l'alternative à suivre si la technologie pour laquelle ils sont conçus est rejetée. C'est le cas notamment de l'organigramme pour la bioventilation *in situ* qui indique simplement, en cas de rejet de cette technologie, d'étudier toutes autres technologies y compris l'atténuation naturelle (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c).



(Source: U.S. Environmental Protection Agency (1995c))

Figure 2-1 Organigramme pour la sélection de la bioventilation *in situ*

L'organigramme proposé par Ram et al. (1993), pour la sélection d'une technologie permettant de résoudre une problématique de contamination des sols et des eaux souterraines par des hydrocarbures pétroliers, considère plusieurs médias de contamination et plusieurs technologies, représentant ainsi mieux l'ensemble du processus de restauration du site. Il permet une première présélection de toutes les technologies possibles selon leur applicabilité, leur disponibilité, leurs

coûts (dans une évaluation grossière, selon un ordre de grandeur), leur temps de traitement et les autorisations requises pour leur utilisation. Par la suite, la structure de décision questionne l'utilisateur sur le type de contamination (présence d'une phase libre, d'une contamination de la zone vadose ou de la zone saturée). Selon la réponse à la première de ces questions, le décideur est orienté vers une autre question ou vers l'identification du type de technologie à utiliser. Une autre particularité de cet organigramme est que le point d'arrivée (l'identification de la technologie) peut être associé à un nouvel organigramme afin d'évaluer si l'utilisation en parallèle d'une technologie est requise; par exemple une technologie pour la zone vadose et une pour la zone saturée. Finalement, un questionnement sur l'atteinte des objectifs de restauration a lieu avant de mettre fin au processus de décision. Dans la négative, le processus est repris depuis le début.

Les organigrammes, en raison de leurs évaluations grossières et généralisées de la problématique de contamination, orientent le décideur vers une technologie dont la performance doit être par la suite quantifiée. De tels organigrammes peuvent être comparés à des tables ou des matrices de décisions. Une matrice de décision a été développée par le U.S. Army Environmental Center (1997). Connue sous le nom de la matrice de sélection du *Federal Remediation Technologies Roundtable* (FRTR), elle qualifie la disponibilité d'une technologie (selon son état de développement), le temps de traitement, les coûts de traitement et sa performance et ce, pour différents types de contaminants et médias (sol, sédiments, boue, eau de surface et souterraine et lixiviat). À l'aide d'une telle matrice, un décideur peut faire une présélection des technologies pouvant être utilisées sur un site contaminé en particulier. Le logiciel STEP (*Soil Treatment Evaluation Program*) utilise également une matrice qualitative et une série de questions à choix de réponses pour rejeter la moins bonne technologie parmi un ensemble (Penmetsa and Grenney, 1993). Downey et al. (1999) bonifient un organigramme pour la sélection d'une technologie par

un classement de technologies selon la réduction du risque que permet chaque technologie, leurs coûts et leurs performances et ce, pour différents milieux contaminés par des hydrocarbures pétroliers (par exemple la zone vadose, la zone saturée, l'eau souterraine). Par exemple, pour une contamination de la zone saturée, l'atténuation naturelle est identifiée comme étant l'alternative à privilégier si les voies d'exposition sont incomplètes (sans risque). En cas de risque, la seconde alternative du classement à considérer est la bioventilation *in situ*. Si ni l'atténuation naturelle et ni la bioventilation *in situ* ne sont applicables, l'extraction de vapeur, des méthodes thermiques *in situ* et le traitement *ex situ* en biopile font offices de troisième choix. Le classement se poursuit jusqu'à des technologies de septième niveau (technologies n'ayant aucun effet sur le contaminant dans le milieu considéré et donc n'étant d'aucune utilité pour la problématique considérée).

Puisqu'en environnement il n'est pas rare qu'un site ne soit que partiellement caractérisé, les structures de décision présentées précédemment ne permettent pas, en raison de leur caractère déterministe, la sélection finale de la technologie la plus appropriée. Au mieux, elles peuvent présélectionner les technologies afin d'en restreindre le nombre lors de l'utilisation de méthodes plus complexes.

2.2.1.2 Structures probabilistes

Dans un contexte d'hétérogénéité entourant les paramètres d'un site contaminé, prendre une décision basée sur un ensemble de valeurs uniques peut ne peindre qu'un cas de figure possible parmi un vaste ensemble. Ceci peut avoir pour effet d'orienter les décisions vers une alternative non optimale pour l'ensemble de ces cas. C'est sur ce besoin de représenter la variabilité des valeurs des paramètres d'un site contaminé que sont basées les structures simples de décision de cette seconde partie.

Deux types d'incertitude entourant un processus de restauration d'un site peuvent influencer la décision de l'alternative à suivre: premièrement l'incertitude sur l'état initial du site, incertitude dépendant de la qualité et la quantité des données à propos du site contaminé, et deuxièmement l'incertitude quant au résultat de l'application de la décision, incertitude dépendant de l'efficacité de la technologie utilisée et de son état d'avancement (Los Alamos National Laboratory, 1995). Ces deux incertitudes sont toutefois reliées puisque l'évaluation de l'atteinte des objectifs de restauration (l'efficacité de la technologie) est basée notamment sur les paramètres du site dont les valeurs peuvent être incertaines. La non-atteinte de ces objectifs par une technologie donnée ne doit pas être nécessairement considérée comme un échec et associée à une mauvaise décision initiale. Elle peut être vue comme une information additionnelle, arrivant tardivement certes, sur le milieu dans lequel la technologie a été implantée et permettant de réajuster ou de changer d'alternative (Pastorok et al., 1997).

Dans un contexte d'incertitude, de premier ou de second type, le décideur n'est pas en mesure de prédire avec exactitude le résultat de l'application d'une alternative de restauration. Il est possible qu'une technologie efficace pour une contamination moyenne soit retenue et appliquée sur un site qui en réalité est faiblement contaminé ou pire, fortement contaminée. En raison de l'incertitude à partir d'un point d'action, plusieurs occurrences peuvent se réaliser avec plus ou moins de probabilités. La méthode la plus simple pour considérer l'ensemble des niveaux possibles de contamination sur lequel la technologie pourra être appliquée réside dans la représentation graphique des différentes réalisations éventuelles. L'utilisation des arbres de décision a l'avantage de présenter, de façon logique et chronologique, l'ensemble des décisions ainsi que leurs conséquences (Smith and Slenning, 2000). Le recours aux arbres de décision est fréquent dans plusieurs domaines de recherche pour représenter les résultats possibles d'une décision prise dans un contexte d'incertitude. L'espérance des coûts ou des bénéfices associés à

la restauration d'un site lorsqu'il y a incertitude sur la présence d'un point de forte contamination ou sur le niveau moyen de contamination est évaluée dans Okx and Stein (2000b) par une représentation graphique (arbre de décision) identifiant si une caractérisation supplémentaire est nécessaire. Perdek (1997) utilise également cette approche graphique pour évaluer le coût moyen de l'incinération d'un sol contaminé dont les proportions en sol sec et en boue sont incertaines. L'intérêt pour le décideur dans ce problème est de maîtriser ces incertitudes car le coût du traitement, qui est fonction des proportions en sol sec et en boue, doit être fixé avant le début des travaux. Trois mélanges « sol sec-boue » sont considérés de même qu'un coût de traitement pour chacun. En estimant les probabilités d'occurrence de chaque mélange et en représentant les différentes réalisations possibles dans un arbre de décision, un coût espéré est obtenu (par résolution à rebours de l'arbre) pour la décision de maintenir l'incertitude sur les proportions réelles. Différents mécanismes avec pénalités économiques permettant la révision du coût du traitement sont inclus en aval dans l'arbre de décision. Cet arbre de décision considère également un échantillonnage supplémentaire du sol afin d'en déterminer la teneur réelle en boues et ainsi choisir un coût de traitement plus juste avant le début des travaux. Un coût espéré est également obtenu pour ce choix. La décision finale repose par la suite sur la comparaison des coûts espérés des deux choix. En génie chimique, les arbres de défaillance permettent une évaluation des risques et des probabilités associés au bris d'une installation (par exemple une conduite de vapeur), évaluation qui peut être réalisée en considérant tous les éléments déclencheurs possibles et leurs conséquences sur une vie humaine et sur les autres installations (effet domino des bris) (Crowl and Louvar, 1990). En médecine, Grenier (1999) (médecine humaine) et Smith and Slenning (2000) (médecine vétérinaire) présentent les arbres de décisions comme un outil évaluant si un test de dépistage d'une maladie

permet, selon son résultat, d'améliorer considérablement la probabilité de maladie *a priori*, soit le diagnostic initial.

La difficulté première de la résolution d'un processus de décision en contexte d'incertitude est l'attribution des probabilités initiales (*a priori*) et conditionnelles de l'occurrence des différents éléments considérés (Okx and Stein, 2000b). Selon les connaissances du décideur face à la situation étudiée et son expérience, il peut être en mesure soit d'attribuer directement des probabilités aux différents éléments considérés, soit d'établir une distribution de probabilités pour l'ensemble des éléments possibles suite à une même décision et ensuite d'associer une probabilité à chacun de ces éléments. Cette distribution sera simple ou complexe, allant notamment d'une distribution uniforme à une distribution log-normale en passant par une distribution triangulaire et normale (Lerche, 1997). Pour établir la distribution de probabilités d'une variable suivant une distribution normale ou log-normale, le décideur doit en connaître la moyenne et la variance ou le mode et la médiane (Hines and Montgomery, 1990). Lorsqu'il y a peu d'information à propos de la variable incertaine, la distribution triangulaire est une des plus utiles puisque seules trois valeurs (facilement identifiables par le décideur) sont requises, la plus pessimiste (a), la plus probable (x_p) et la plus optimiste (b). De plus, cette distribution ne nécessite aucune estimation de paramètre de forme, ce qui en simplifie sa confection (Toland et al., 1998). La distribution de probabilités des valeurs comprises entre la pessimiste et la plus probable est donnée par l'équation 2-1 (Park and Sharp-Bette, 1990).

$$\begin{aligned}
 P(x_i) &= \frac{(x_i - a)^2}{(b - a)(x_p - a)} & \text{si } a \leq x_i \leq x_p \\
 P(x_i) &= \frac{(b - x_i)^2}{(b - a)(b - x_p)} & \text{si } x_p \leq x_i \leq b
 \end{aligned}
 \tag{2-1}$$

À l'aide d'une de ces distributions, le décideur peut attribuer une probabilité d'occurrence à différentes valeurs d'un paramètre incertain et ainsi pondérer les différentes branches de l'arbre de décisions. Or la limite d'une prise de décision en situation d'incertitude par une telle représentation graphique réside dans l'évaluation d'un nombre fini d'éléments ou d'occurrences en raison des données disponibles pour leurs évaluations (Grenier, 1999) et dans la considération de conséquences bien définies (Kleindorfer et al., 1993). Il est donc nécessaire de posséder d'autres méthodes pour la prise de décision lorsqu'il est impossible de définir un ensemble fini de valeurs pour chaque paramètre.

L'idée dans un tel cas est de transformer un problème probabiliste, dans lequel les variables peuvent prendre un nombre infini de valeurs dans un espace borné, en un problème pseudo-déterministe. Il s'agit de générer une valeur unique, associée au paramètre incertain et représentant l'ensemble des valeurs possibles, et d'effectuer une prise de décision sous une structure déterministe à l'aide de cette valeur. Le modèle *Monte Carlo* est le plus couramment utilisé pour générer une telle valeur (Freeze et al., 1990; Lahdelma et al., 2000). Cette méthode repose sur une génération répétée de valeurs, respectant le profil de distribution du paramètre, jusqu'à ce que la moyenne de ces valeurs générées se stabilise. Sachant que pour un paramètre donné, toute valeur a une probabilité cumulative comprise entre 0 et 1, il est possible de générer une telle valeur en prenant l'inverse de la distribution de probabilités cumulatives pour une valeur aléatoire comprise entre 0 et 1. Ce processus de génération d'une valeur est répété

jusqu'à ce que la moyenne de la variable se stabilise selon un degré de précision fixé initialement (Park and Sharp-Bette, 1990). Cette méthode est d'autant plus intéressante qu'elle permet l'évaluation de la valeur moyenne d'un élément influencé par plus d'une variable probabiliste. Dans ce cas, la valeur de l'élément est évaluée suite à la génération d'une valeur pour chaque variable probabiliste composant l'élément. L'évaluation de la valeur ponctuelle de cet élément est répétée jusqu'à ce que sa moyenne se stabilise. En plus de la valeur moyenne de la variable simulée, la méthode de *Monte Carlo* procure une seconde réponse, soit une distribution de probabilités de la valeur de la variable de sortie (l'élément considéré) à partir de la fréquence d'apparition des valeurs générées durant la simulation. L'avantage de recourir à une simulation de *Monte Carlo* pour inclure l'incertitude des variables d'entrée d'une relation réside dans le fait que chaque variable est étudiée sur l'ensemble de sa plage de valeur possible (par la transformation inverse d'une valeur générée aléatoirement) et dans la simplicité de sa conception et de son utilisation (Zio and Apostolakis, 1999). Par contre, la génération d'une valeur finale stable nécessite la réalisation d'un grand nombre de simulations (Zio and Apostolakis, 1999), ce qui peut ralentir le processus de résolution de problème selon le nombre de variables à simuler et le nombre de simulations requis pour stabiliser la réponse finale. Également, la décision finale suite à de telles simulations peut nécessiter une interprétation de la distribution de probabilités cumulatives de la variable de sortie, interprétation pouvant être influencée par le degré d'aversion au risque du décideur (Collins, 1993).

Plusieurs études en restauration de site utilisent une simulation de *Monte Carlo* afin de considérer l'effet de l'incertitude sur certains paramètres (Dakins et al., 1994; Shrestha and Loganathan, 1994; Diekmann, 1997; Diekmann and Featherman, 1998; Toland et al., 1998; Zio and Apostolakis, 1999; Barnes and McWhorter, 2000a; Barnes and McWhorter, 2000b; Rong and Wang, 2000). Le résultat global des études successives de Diekmann (1997) et Diekmann

and Featherman (1998) portant sur l'évaluation du coût de restauration d'un site lorsqu'il y a incertitude sur les coûts des différents éléments entrant dans le traitement du site (par exemple l'excavation, le recouvrement du site et la mobilisation) est présenté ici à titre d'exemple. Ces coûts sont définis selon une distribution triangulaire en attribuant à chaque élément la pire valeur possible, la plus probable et la meilleure possible. Suite à une simulation de *Monte Carlo* et à l'aide de la distribution de probabilités cumulatives du coût total, les coûts associés aux 5^{ème}, 50^{ème} et 95^{ème} centiles sont retranscrits dans un arbre de décision comme le coût des trois seules occurrences possibles. De plus, l'arbre de décision est rattaché à un diagramme d'influence pour distinguer les risques internes dont les éléments ont des valeurs continues (variations dans les coûts de traitement par exemple) des risques externes dont les éléments ont des valeurs discrètes (par exemple des variations dans la quantité de sol ou de déchet à traiter, une modification dans la réglementation). La réalisation d'un élément interne est conditionnelle à un élément externe. En reliant les deux types de risques, le coût total espéré du traitement du site est évalué. Pour ce faire, il faut par contre que le décideur soit en mesure d'établir les probabilités d'occurrences de chacun des trois coûts retenus de la simulation de *Monte Carlo* (associés au risque interne) selon la valeur de la variable représentant le risque externe. Ces probabilités sont en quelque sorte des probabilités conditionnelles de la réalisation d'une situation associée à un des coûts suite à l'occurrence d'un élément de risque externe. Par l'application de cette méthodologie à un cas, les auteurs concluent que selon la distribution de probabilités cumulatives des coûts totaux en incluant les risques internes dans l'étude, l'évaluation initiale des coûts de traitement (coûts déterministes) a une probabilité d'occurrence de moins de 25 %. Cette probabilité chute à moins de 1 % lorsque les risques internes et externes sont inclus dans l'étude. Ils justifient alors l'usage d'analyses de risque dans les estimations des coûts de traitement afin de minimiser les dépassements budgétaires.

Une variante de la génération aléatoire des valeurs utilisées dans la simulation de *Monte Carlo* réside dans la division de la distribution de chaque variable d'entrée en intervalles équiprobables et de simuler la valeur de la variable de sortie en utilisant successivement la valeur médiane de chaque intervalle (Labieniec et al., 1997). Cette méthode, connue sous le nom de la méthode d'échantillonnage *Latin Hypercube*, permet d'accélérer la stabilisation de la valeur de la variable de sortie puisqu'un nombre moins important de simulations est nécessaire. Par contre, cette méthode n'est pas efficace pour les réalisations à faibles probabilités d'occurrence puisque l'intervalle des valeurs possibles est grand pour les faibles probabilités d'occurrences et petit pour les fortes probabilités en raison de l'équiprobabilité de chaque intervalle (James et al., 1996a). Cette méthode d'échantillonnage de valeurs aléatoires est également utilisée dans des études touchant la réhabilitation d'un site (Sykes et al., 1996; Labieniec et al., 1997).

La notion de préférence d'un décideur n'est pas en soi une structure de décision indépendante de la perception du décideur puisqu'elle fait directement appel à son jugement. Elle peut toutefois être utilisée afin de pondérer les critères de sélection de la technologie optimale selon les connaissances et le jugement du décideur. Ce type de pondération est utilisé dans l'étude de Zio and Apostolakis (1999). Le choix de l'alternative de restauration d'un site est basé sur une série de critères et de sous-critères définissant ensemble l'objectif à atteindre pour chaque technologie, par exemple la maximisation des bénéfices associés à la restauration d'un site contaminé. Afin de donner une importance relative à chaque critère et sous-critère, les auteurs ont recours à des techniques d'évaluation des préférences des décideurs pour pondérer les critères ou les sous-critères entre eux. La méthode de hiérarchie multicritère (*Analytic Hierarchy Process*) est relativement simple pour réaliser cet exercice.

La méthode de hiérarchie multicritère a été mise au point par Thomas L. Saaty (1980). Cette méthode repose sur le principe voulant que l'être humain, dans un processus de décision, résonne en décomposant un problème en éléments simples et séparés (structuration hiérarchique), en classant ces éléments selon des critères logiques (cohérence logique) et en ordonnant ces éléments selon leurs importances (structuration des priorités) (Saaty, 1981). Lorsqu'il y a trop d'éléments à pondérer les uns par rapport aux autres, un décideur en général ne sera pas en mesure d'établir un rang parfait entre les éléments. Il sera capable d'identifier les éléments les plus importants, possiblement les moins importants, mais pratiquement incapable d'établir un ordre invariable pour les éléments d'importance moyenne. La méthode de hiérarchie multicritère permet à un décideur d'ordonner par importance l'ensemble des éléments avec autant de précision aux extrémités qu'au centre du classement. Pour ce faire, le décideur compare l'ensemble des éléments deux à deux, en attribuant pour chaque paire possible d'éléments un qualificatif d'importance d'un élément par rapport à l'autre. Par exemple, un décideur devra qualifier si l'élément X est d'une importance capitale, grande, moyenne, faible, très faible ou équivalente à l'élément Y. Cette série de comparaisons par paires permet de construire une matrice carrée, dont les lignes et les colonnes représentent les éléments comparés. Par transformations mathématiques de cette matrice, un vecteur de poids représentant l'importance de tous les éléments entre eux est obtenu. Deux prémisses caractérisent les comparaisons: la réciprocité et la consistance (Saaty, 1994). La réciprocité signifie que si l'élément A est deux fois plus important que l'élément B, ce dernier est nécessairement deux fois moins important que A. La consistance pour sa part impose que si l'élément X est deux fois plus important que l'élément Y et six fois plus que l'élément Z, l'élément Y est trois fois plus important que Z. Or il est peu probable qu'une comparaison par paires de l'ensemble des éléments soit parfaitement consistante. Pour ce faire, un ratio de consistance est évalué selon la

qualité des comparaisons effectuées et la qualité associée à une comparaison aléatoire du même nombre d'éléments. Selon la valeur de ce ratio, le décideur peut qualifier de consistant (acceptable) ou d'inconsistant (inacceptable) le classement des éléments. La réponse de cette méthode est le classement des éléments selon le poids associé à chacun d'eux et le ratio de consistance. L'utilisation de cette méthode et un exemple d'application pour la pondération des paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ* sont présentés en Annexe I.

2.2.2 Structures complexes de décision

Cette section sur les structures complexes de décision présente brièvement différents outils permettant de prendre une décision quant au traitement ou à la protection d'un site. Ils ont été séparés des structures dites simples puisqu'il s'agit non pas de modèles mais d'outils identifiant une technologie ou évaluant un potentiel de contamination. La différence réside dans une implantation bien établie des outils dans le milieu de la restauration des sites contaminés.

2.2.2.1 Systèmes experts

Les systèmes experts ont la particularité d'être basés sur des règles logiques. Deux exemples de systèmes experts ont été répertoriés dans la littérature touchant la restauration des sols. Premièrement, un système expert est conçu pour assister la conception d'un système de gestion de l'écoulement d'un site d'enfouissement (gestion par différentes conceptions et sélections de toile de fond) (Basri, 2000). Le système expert aide à évaluer la quantité d'écoulement et le risque de pollution qui y est associé. Selon la réponse de ce risque, le système établit si oui ou non un traitement est nécessaire et, si nécessaire, dimensionne ce traitement. La connaissance du système est représentée par la production de règles « SI-ALORS ». L'établissement *a priori* de ces règles est basé sur l'information disponible dans la littérature. L'utilisateur est questionné

sur différents aspects se rapportant au site d'enfouissement. Selon les réponses fournies par l'utilisateur, les règles de décisions sont appliquées pour fournir des recommandations. Le second système se concentre sur la prise de décision en restauration des sols (Okx and Stein, 2000a). Les informations utilisées dans ce système proviennent également de la littérature. Le processus de décision typique est formé de trois parties: l'identification du problème, le développement des alternatives, et la sélection de l'alternative optimale. Tout au long du processus, il est possible de retourner à une partie précédente du processus. Le développement des alternatives peut être basé sur deux types de technologies: celles qui sont déjà dimensionnées et à appliquer sans changement, et celles qui sont adaptables au problème identifié. Le système de décision est composé de cinq étapes. Premièrement, l'identification et la caractérisation du sol dans le but d'identifier des zones relativement similaires sur le site. Deuxièmement, l'identification de la possibilité d'utiliser une technique *in situ* sur la zone à l'étude. Cette étape est réalisée par un questionnaire à propos de trois sujets, soit le type de contaminants (volatil ou non), le type de sol (perméable ou non) et sa composition en matière organique (forte ou faible). Toutes ces questions sont à réponses binaires. Troisièmement, le choix de la technologie *in situ* (si applicable), choix réalisé à l'aide de questions binaires et d'un cheminement dans un arbre de décision. Quatrièmement, la combinaison de différentes technologies pour résoudre la problématique identifiée. C'est la partie pour laquelle les règles de décision sont difficilement identifiables et le recours à un expert pour réaliser cette étape doit souvent être envisagé. Finalement, la cinquième étape est la conception et le dimensionnement des technologies retenues. Cette cinquième étape est aussi réalisée à l'aide de questions à réponses binaires. Le système vérifie si la technologie doit prendre en considération un traitement de l'eau souterraine ou un traitement particulier en cas de différentes stratigraphies dans le sol. Cette dernière étape n'a pas pour objectif de changer le choix de technologies fait

aux étapes 3 et 4 mais plutôt d'ajuster ces traitements si nécessaire. L'avantage, selon les auteurs, d'un système expert pour la restauration d'un site est que la décision adoptée relevant de l'usage du modèle peut être par la suite incluse dans les connaissances du modèle pour des utilisations futures (ajustement des règles de décisions), ce qui n'est pas possible avec des résolutions simples par arbres de décision.

2.2.2.2 Outils basés sur des paramètres pondérés

Parmi les outils structurés sur une série de paramètres pondérés selon leurs importances relatives au critère évalué, le plus connu est *DRASTIC*, développé par la National Water Well Association (Aller et al., 1987), dans le but d'évaluer la vulnérabilité d'une aquifère à la contamination. Il est possible de classer, à l'aide de *DRASTIC*, des aquifères selon leurs vulnérabilités à la contamination. L'outil permet de cartographier de grands territoires en utilisant les paramètres hydrogéologiques de la région. Les sources de contamination considérées peuvent être de natures diverses, autant diffuses que ponctuelles. *DRASTIC* est composé de sept paramètres hydrogéologiques qui influencent le potentiel de contamination de l'aquifère: la profondeur de la nappe, sa recharge, le matériel composant l'aquifère et la zone non saturée (partie supérieure dans laquelle se situent les microorganismes), la topographie du site, l'impact de la zone non saturée (si plusieurs couches composent cette zone, celle réduisant le plus l'écoulement de l'eau est considérée) et la conductivité hydraulique de l'aquifère.

Une note entre 1 et 10 est attribuée à chaque paramètre selon la valeur du paramètre pour un site donné. Le potentiel de vulnérabilité évalué par *DRASTIC* est obtenu par la somme des sept produits entre une note et un poids représentant l'importance du paramètre considéré sur la vulnérabilité de l'aquifère. Plus le potentiel de vulnérabilité est élevé, plus des mesures de

protection doivent être prises afin d'éviter toute contamination du site dans le but de protéger l'aquifère.

Il existe également une version informatisée de *DRASTIC*, *HYDROmed* développé par De Ketelaere et al. (1998), permettant également de quantifier la fiabilité des données utilisées pour attribuer une note à chacun des sept paramètres. Cette version est adaptée aux aquifères arides, semi-arides et karstiques du sud de la région méditerranéenne.

Un outil considérant uniquement deux paramètres (l'épaisseur de chaque couche de sédiments reposant sur l'aquifère et la conductivité hydraulique de chacune des couches) a été développé pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines, la méthode AVI (Van Stempvoort et al., 1992). Un facteur total représentant la résistance hydraulique est évalué par l'outil AVI. La réponse finale est un qualificatif (parmi un ensemble de cinq, variant d'extrêmement faible à extrêmement élevée) de la vulnérabilité des eaux souterraines selon la valeur de la résistance hydraulique évaluée.

Les systèmes experts et les outils basés sur des paramètres pondérés présentent des caractéristiques similaires de leurs réponses. Il s'agit de recommandations, face à un traitement ou une protection d'un site, basées uniquement sur des critères techniques. Aucune évaluation économique des recommandations n'est faite. Par exemple dans le système expert présenté précédemment pour le site d'enfouissement, il n'y a pas de comparaison entre les coûts associés à l'installation de différentes géomembranes imperméables sous le site. Le caractère déterministe des réponses est un autre point commun entre ces outils. En raison de l'ampleur des incertitudes entourant les paramètres d'un site contaminé (présenté en première partie de cette revue de littérature), la réponse de ces structures complexes de décision peut être une parmi plusieurs autres.

2.2.3 Structures basées sur l'évaluation économique

Bien qu'il ait déjà été question de variables économiques dans certaines études présentées dans la section 2.2.1.2 (Structures probabilistes), l'emphasis était mise sur l'incorporation de l'incertitude dans la prise de décision. Dans cette section, il sera question avant tout de différentes considérations économiques incorporées aux structures de décision.

En plus des structures simples de décision basées sur des éléments déterministes ou probabilistes, la recherche en gestion de l'environnement (le terme gestion est employé ici dans le contexte d'une utilisation efficiente de l'information disponible) a permis d'incorporer des notions d'économie à ces structures de décisions. Contrairement aux notions dont il sera question à la section 2.3 du présent chapitre, ces notions sont relativement simples et se résument généralement en une différence entre les coûts et les bénéfices associés à une alternative pour restaurer un site contaminé.

Si l'objectif principal de l'inclusion de notions économiques dans ces structures de décision est de réaliser une analyse coûts-bénéfices de l'alternative considérée, l'approche donnée à ces analyses varie d'une structure à une autre.

2.2.3.1 Paramètres économiques exogènes

L'incorporation de notions économiques peut se faire soit par des paramètres économiques (bénéfices et coûts) exogènes ou endogènes à la résolution du problème. Dans le premier cas, les paramètres économiques sont fixés *a priori* et ne peuvent être modifiés durant la résolution du problème. De plus, leur implication dans le processus de décision n'a lieu qu'en fin de résolution, après la prise en considération de contraintes techniques. C'est le cas notamment dans des études portant sur le gain unitaire (au sens de l'amélioration d'un contexte) d'une

alternative par rapport à une autre. Chaque alternative est comparée à une situation repère dans le but d'évaluer le ratio du gain (par exemple la réduction des risques ou la diminution du niveau de contamination) suite à l'utilisation de cette alternative par son coût d'application. Wolka (1997) évalue le gain unitaire pour trois différentes alternatives de restauration d'une eau souterraine contaminée aux solvants chlorés. Les coûts de restauration de l'eau souterraine par ces trois alternatives, les risques de cancer associés à la nouvelle situation suite à l'application de chaque alternative et la population exposée sont fixés avant le début de l'étude. Pour chaque alternative, un ratio économique de la réduction du risque de cancer est établi en divisant la différence entre l'évaluation de la population pouvant potentiellement avoir un cancer malgré l'application de l'alternative et l'évaluation avec le statut quo, par le coût d'application de l'alternative. Un décideur voulant maximiser l'impact du traitement choisira l'alternative ayant le ratio le plus élevé.

Une variante de cette méthode consiste à comparer une alternative non pas à une situation repère (le statut quo par exemple), mais à l'alternative la précédant dans un classement croissant coûts-efficacité. Seules les alternatives répondant aux deux critères suivants sont incluses dans le classement: 1) aucune autre alternative ne produit un gain similaire à moindre coût et 2) aucune autre alternative ne produit un gain supérieur à un coût moindre ou identique (Hansen et al., 1998). Le ratio du gain unitaire pour chaque alternative est établi en divisant la différence de coûts entre l'alternative concernée et l'alternative la précédant dans le classement, par la différence entre le gain de ces deux alternatives. Il est à noter que ce ratio représente le coût pour augmenter d'une unité le gain tandis que le ratio présenté précédemment évoque le gain (la diminution du risque de cancer) pour chaque dollar dépensé. Cette différence influence le critère de décision. Le second ratio unitaire ordonne l'augmentation des coûts d'une alternative à l'autre pour une augmentation d'une unité de gain (Hansen et al., 1998). Ceci permet d'évaluer

s'il existe une grande différence entre deux alternatives pour obtenir une unité de gain supplémentaire. Bien que les coûts d'un gain unitaire pour deux alternatives soient relativement similaires, la décision finale quant à l'alternative à suivre demeure fonction du budget total disponible puisqu'une alternative peut impliquer la réalisation d'une plus grande quantité de gains (par exemple une réduction plus importante du niveau de contamination) que l'autre.

Il est important de noter que, dans de telles études, aucune incertitude n'est introduite sur les coûts des alternatives ni sur l'efficacité de ces dernières, c'est-à-dire sur le volume des gains obtenus. L'évaluation du ratio économique de réduction du risque est faite de façon déterministe.

2.2.3.2 Paramètres économiques endogènes

Les valeurs économiques peuvent également être endogènes au problème de décision. L'incorporation de coûts ou de bénéfices incertains peut se faire à l'aide d'outils de propagation de l'incertitude des variables d'entrées dans la variable de sortie telle que par les simulations de *Monte Carlo*. Dans de telles simulations, l'incertitude peut porter sur des quantités ayant des coûts unitaires fixes, sur les coûts pour des quantités fixées ou sur les coûts et les quantités à la fois, c'est le cas dans Diekmann (1997) et Diekmann and Featherman (1998) présentés précédemment.

2.2.3.2.1 *Coûts associés à l'échec*

L'inclusion de notions économiques dans les structures de décision avec incertitude en restauration environnementale a pris un tournant important à la fin des années 1980 par l'introduction des coûts associés à l'échec de la technologie retenue suite au processus de décision. C'est par les travaux de Massmann and Freeze (1987), repris par la suite par Freeze et

al. (1990) sur le développement d'une structure de décision pour des projets en hydrogéologie, plus particulièrement en drainage, qu'une équation (voir l'équation 2-2) d'analyse coûts-bénéfices considérant un risque d'échec fut introduite dans la littérature environnementale. Cette équation n'était pas une découverte d'un point de vue économique, mais vue sous un angle environnemental, elle permettait d'atténuer la valeur des bénéfices associés à des technologies d'efficacité très incertaines.

$$\Phi_j = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+i)^t} [B_j(t) - C_j(t) - R_j(t)] \quad (2-2)$$

avec $R_j(t) = P_f(t) C_f(t) \gamma(C_f)$

Dans cette équation, Φ_j représente la valeur associée à l'application, durant T périodes, de l'alternative j sur le site contaminé, i représente le taux d'actualisation (constant durant toutes les périodes), $B_j(t)$, $C_j(t)$ et $R_j(t)$ représentent respectivement les bénéfices, les coûts et les coûts associés au risque encouru par l'application de l'alternative j à la période t. Ces coûts du risque sont définis comme étant le produit au temps t d'une probabilité d'échec, $P_f(t)$, des coûts associés à cet échec, $C_f(t)$ et d'un facteur (supérieur ou égal à l'unité) représentant l'aversion au risque du décideur $\gamma(C_f)$. Lorsque ce facteur est supérieur à l'unité, le décideur a de l'aversion au risque, c'est-à-dire qu'il juge le risque plus important qu'il ne l'est en réalité. Les bénéfices et les coûts, $B_j(t)$ et $C_j(t)$, peuvent varier d'une période à une autre mais sont déterministes pour une période donnée. Seuls les coûts du risque sont variables pour une période donnée en raison de la variable stochastique, $P_f(t)$. L'utilisation de cette équation pour évaluer le profit de l'application d'une alternative j requiert l'usage de simulations pour établir la probabilité d'échec de l'alternative ou des connaissances suffisantes de la part du décideur pour quantifier lui-même cette probabilité. Freeze et al. (1990) ont également ajouté un caractère probabiliste

aux bénéfices de l'application de l'alternative j . En définissant ces bénéfices probabilistes selon l'équation 2-3, où $P_s(t)$ représente la probabilité de succès de l'alternative j à la période t , $B_s(t)$ les bénéfices de ce succès (ces bénéfices sont différents des bénéfices déterministes $B_j(t)$) et $\gamma(B_s)$ un facteur représentant l'importance qu'accorde le décideur à ces bénéfices incertains, l'analyse coûts-bénéfices de l'équation 2-2 est transformée en l'équation 2-4.

$$V_j(t) = P_s(t) B_s(t) \gamma(B_s) \quad (2-3)$$

$$\Phi_j = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+i)^t} [B_j(t) - C_j(t) + V_j(t) - R_j(t)] \quad (2-4)$$

Cette dernière équation incluant des notions économiques simples dans une structure probabiliste de décision est reprise par plusieurs auteurs à titre de base (principalement la portion touchant les coûts déterministes et probabilistes) dans les évaluations économiques de la sélection d'une technologie de restauration d'un site.

L'analyse coûts-bénéfices avec les coûts associés au risque d'échec est utilisée (sans considération des bénéfices) pour comparer quatre alternatives de confinement (combinaison de puits de pompage et d'injection d'eau au cœur de la nappe phréatique) du lixiviat produit par un centre d'enfouissement (Lepage et al., 1999). Les coûts déterministes, coûts d'application de l'alternative considérée, sont détaillés en coûts unitaires annuels de pompage, d'injection, de maintenance, de traitement du lixiviat pompé, et d'achat d'eau à injecter. Ces coûts déterministes varient pour chaque alternative en raison de leurs besoins spécifiques. Si une alternative n'est pas en mesure de contenir ce lixiviat dans les limites de la propriété durant cinquante années, un coût d'échec annuel est inclus dans l'analyse. Ce coût annuel, également fixé *a priori*, correspond à la fermeture du site et à l'incinération des déchets qui auraient dû y

être enfouis à chaque année. La probabilité d'un tel échec est évaluée par des simulations de l'écoulement du lixiviat dans la nappe phréatique. Pour chaque alternative, le ratio entre le nombre total de courants simulés sortant des limites du site sur le nombre total de courants simulés représente cette probabilité d'échec. De plus, pour chaque alternative, différents débits de pompage et d'injection sont étudiés. Ceci permet de comparer les quatre types de confinement en retenant les paramètres optimaux pour chacun d'eux.

Dans Barnes and McWhorter (2000a), une évaluation des coûts totaux est réalisée pour le traitement d'un sol contaminé et ce, pour différentes configurations d'un système d'extraction de vapeur dans un sol et pour différentes durées de traitement. La probabilité d'échec de chacune des configurations est obtenue par une simulation de *Monte Carlo* en raison de l'incertitude associée à la perméabilité du sol à l'air. L'équation de l'analyse coûts-bénéfices considérant un coût à l'échec est utilisée pour obtenir ces coûts totaux espérés. Puisque aucun bénéfice n'est considéré dans l'étude, le critère de sélection de l'alternative est modifié en la minimisation des coûts. Les coûts déterministes, ceux non affectés par une probabilité d'échec, sont les coûts initiaux en capitaux pour l'installation du système j , C_j , et les coûts d'opérations du système durant la première année, A_j . Ces derniers sont actualisés sur une année car les coûts d'opérations sont générés en fin de période (d'année). Deux valeurs de pénalité sont considérées si l'objectif de restauration n'est pas atteint à la fin d'une année. Si une année supplémentaire de traitement est disponible ($t < T$), la pénalité est équivalente aux coûts (actualisés) d'opération, A_j , d'une année supplémentaire. Si aucune année additionnelle n'est pas disponible ($t = T$), la pénalité équivaut aux coûts d'excavation et de disposition du sol dans un centre spécialisé. L'équation 2-5 (Barnes and McWhorter, 2000a) représente les coûts espérés pour l'utilisation du système j durant un maximum de T périodes.

$$\Phi_j = C_j + \frac{A_j}{1+i} + \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+i)^t} [P_f(t) \gamma(C_f) C_f(t)] \quad (2-5)$$

En appliquant cette équation à sept différentes configurations de système d'extraction de vapeur, celle ayant les coûts totaux espérés les plus faibles est identifiée pour chacune des durées maximales de traitement considérées.

Ces applications de l'analyse coûts-bénéfices incorporant des coûts d'échec pour l'alternative considérée ont deux points communs: l'objectif unique à atteindre et la conséquence unique en cas d'échec de la technologie choisie. Les équations introduites par Massmann and Freeze (1987) et Freeze et al. (1990) ne considèrent que deux occurrences suite à l'application d'une technologie, la réussite ou l'échec. Ceci implique que la réduction de la contamination est économiquement pénalisée par l'ajout des coûts d'échec aux coûts d'application de l'alternative, tant et aussi longtemps que le niveau de contaminant demeure supérieur à l'objectif de restauration. Deuxièmement, il n'existe qu'une seule mesure punitive radicale en cas d'échec, par exemple l'incinération des déchets dans Lepage et al. (1999) ou l'excavation et la disposition des sols contaminés dans un centre spécialisé dans Barnes and McWhorter (2000a). Il n'y a pas moyen d'ajuster l'alternative fautive ou d'évaluer l'usage d'une nouvelle alternative moins drastique pour tenter d'atteindre l'objectif en cas d'échec de la première. Ces deux caractéristiques de l'inclusion des coûts d'échec dans les analyses coûts-bénéfices ne traduisent qu'une portion de la réalité des processus de restauration des sites contaminés. Dans un contexte de restauration volontaire, soit lorsqu'un propriétaire n'est pas tenu de restaurer immédiatement son site, de telles caractéristiques causent préjudice aux technologies moins radicales, possiblement moins efficaces et souvent moins coûteuses, permettant de réduire partiellement le problème de contamination.

2.2.3.2.2 Coûts associés à la réduction de l'incertitude

La prise de décision en contexte d'incertitude implique une possibilité d'effectuer un mauvais choix ou du moins un choix non optimal. Afin de prévenir ou d'atténuer ce risque, des mécanismes d'acquisition d'information supplémentaire, souvent coûteux et temporisateurs, peuvent être mis en place dans l'objectif de diminuer l'incertitude entourant les paramètres du site (Garrick and Kaplan, 1999). De telles acquisitions passent inévitablement par une caractérisation supplémentaire basée sur de nouveaux points d'échantillonnage ou de nouveaux paramètres sur des points d'échantillonnage existants. Bien qu'une caractérisation poussée du site à restaurer dans le but d'en connaître le mieux possible la problématique soit une opération coûteuse, cette dernière peut être justifiée par les bénéfices (meilleur estimé de la durée du traitement, minimisation des imprévus tels que la découverte d'une nouvelle zone de contamination par exemple) qui découlent de cette diminution de l'incertitude entourant les paramètres du site (Day et al., 1997).

Par contre, malgré une diminution de l'incertitude, l'acquisition d'information supplémentaire peut ne pas représenter systématiquement un choix économiquement viable en raison du coût de la caractérisation additionnelle. Une étude de la valeur maximale de la caractérisation supplémentaire s'impose. Deux catégories d'acquisition d'information peuvent être envisagées, la première par laquelle toutes les incertitudes sur l'état de la contamination sont levées, l'information parfaite, et la seconde par laquelle une partie seulement de l'incertitude est dégagée, l'information imparfaite.

2.2.3.2.2.1 Notion de regret et valeur de l'information parfaite

Pour définir cette valeur maximale de l'information, la notion de regret, incorporée en restauration environnementale notamment par Finkel and Evans (1987), est utilisée. Le regret

représente la perte économique résultant du choix de l'alternative non optimale. La perte économique peut représenter aussi bien une dépense trop grande comme une trop faible. Afin d'expliquer cette notion de regret, la décision d'installer ou non une géomembrane sous un site d'enfouissement pour protéger une nappe d'eau souterraine est présentée (cet exemple est tiré de Freeze et al. (1992)). En raison d'une incertitude sur la continuité de la couche d'argile servant de barrière imperméable entre un site d'enfouissement et une nappe d'eau souterraine, une décision quant à l'installation d'une géomembrane doit être prise. Les deux possibilités de l'état de la couche d'argile sont équiprobables. Les bénéfices nets (bénéfices moins les coûts moins les pénalités en cas d'échec) de chaque alternative selon l'état réel, mais inconnu, de la couche d'argile sont présentés au Tableau 2-1. Ce tableau présente également la valeur espérée suite au choix d'une alternative ou d'une autre dans le contexte d'incertitude. Selon ces valeurs, l'utilisation d'une géomembrane serait le meilleur choix compte tenu de l'incertitude sur la situation réelle de la couche d'argile.

Tableau 2-1 Valeur espérée de la décision d'installer ou non une géomembrane

Alternative	État de la couche d'argile		Valeur espérée de chaque alternative
	Continue	Trouée	
Sans géomembrane	700 k\$	- 300 k\$	200 k\$
Avec géomembrane	500 k\$	500 k\$	500 k\$

(Adapté de Freeze et al. (1992))

Si, le décideur savait avant de faire son choix que la couche d'argile est en réalité continue, son choix optimal serait en faveur de l'alternative sans géomembrane et rapportant 700 k\$. Dans ce cas, choisir l'alternative avec géomembrane représenterait un bénéfice de seulement 500 k\$, soit 200 k\$ de moins que le choix optimal. Cette différence de valeur représente le regret associé à

choisir l'alternative avec géomembrane lorsque la situation réelle est une argile continue. Si la situation réelle est une argile trouée, le choix optimal serait l'alternative avec géomembrane et le regret de choisir l'autre alternative serait de 800 k\$, soit 500 k\$ - (-300 k\$).

En considérant pour une alternative donnée le regret associé à chaque situation possible et la probabilité d'occurrence de cette dernière, il est possible d'évaluer le regret espéré de choisir cette alternative. De manière générale, en définissant par l'équation 2-6 (Finkel and Evans, 1987) le regret associé à la sélection de l'alternative k^a pour une situation R alors que l'alternative optimale est k^* (TC est une fonction représentant les coûts totaux) et en considérant que l'ensemble des situations possibles est continu, la valeur espérée du regret suite au choix de l'alternative k^a se définit par l'équation 2-7 pour laquelle $f'(R)$ est la probabilité d'occurrence de la situation R .

$$(OL|k^a, R) = TC(k^a|R) - TC(k^*|R) \quad (2-6)$$

$$(EOL|k^a) = \int (OL|k^a, R) \cdot f'(R) dR \quad (2-7)$$

La valeur espérée du regret représente la valeur espérée de l'information parfaite (EVPI, *Expected Value of Perfect Information*), soit le montant d'argent maximal qu'un décideur devrait payer, avant de faire son choix, pour savoir avec certitude la situation réelle (Park and Sharp-Bette, 1990; James et al., 1996a; James et al., 1996b). Si plusieurs alternatives sont considérées, la valeur espérée de l'information parfaite est la valeur la plus faible des valeurs espérées du regret de chaque alternative. James et al. (1996b) étudient, dans un cas d'état discret (succès ou échec du suivi d'une contamination), la valeur espérée de l'information parfaite lorsque le regret est équivalent à devoir recourir à un confinement d'urgence (une alternative d'efficacité parfaite) en cas d'échec du suivi de la contamination (considérée comme alternative d'efficacité

imparfaite mais non coûteuse). L'évolution de la valeur espérée de l'information parfaite est étudiée sur des plages données de coûts pour le confinement d'urgence et de probabilité d'échec. Lorsque le choix initial est le suivi de la contamination, la valeur espérée de l'information décroît avec une diminution des coûts du confinement d'urgence (coûts de l'échec) ou de la probabilité d'échec. Ceci s'explique par le fait que plus la probabilité d'échec est faible ou plus les coûts de cet échec sont minimes, moins la conséquence espérée d'un échec du suivi est importante et donc moins la confirmation de la situation réelle constitue une nécessité pour le décideur. Ainsi, le décideur ne devrait pas payer une grande somme d'argent pour connaître cette situation. À l'opposé, si le choix initial est le confinement, la valeur espérée de l'information décroît uniquement avec l'augmentation de la probabilité d'échec. En effet, plus la probabilité d'un échec est grande, plus le choix du confinement est justifié et moins il y a de regret à l'avoir choisi, et donc moins la valeur espérée de l'information est importante. Par contre, si le confinement n'est pas le choix le plus avantageux (faible probabilité d'échec du suivi), une dépense inutile est effectuée puisque le suivi ne coûte rien s'il n'y a pas d'échec. Cette démarcation entre la nécessité ou non du confinement dépend donc de la probabilité d'échec du suivi.

Jusqu'à présent, il a été question d'incertitudes sur la situation réelle du site provenant d'une seule source. Bien qu'il semble que la réduction simultanée de plusieurs sources d'incertitudes n'ait pas encore été abordée en restauration des sites contaminés, la littérature en recherche opérationnelle balise déjà d'éventuels projets en démontrant que dans la majorité des cas de prise de décisions avec des sources multiples d'incertitudes, les valeurs espérées de l'information parfaite évaluées pour chaque source d'incertitude ne sont pas additives. En effet, la somme de ces valeurs est inférieure à la valeur espérée de l'information parfaite pour une réduction simultanément de toutes les sources d'incertitudes (Samson et al., 1989).

2.2.3.2.2.2 Notion de regret et valeur de l'information imparfaite

Si la valeur espérée de l'information parfaite permet au décideur d'évaluer le coût maximal qu'il peut payer pour connaître avec certitude la situation réelle du site, il est rare en environnement, voire impossible, de posséder des méthodes de caractérisation permettant de réduire à zéro l'incertitude de l'ensemble des paramètres du site définissant sa situation (Dakins et al., 1994). Les caractérisations supplémentaires, à défaut d'indiquer avec certitude la situation réelle du site, vont tendre à confirmer ou infirmer une prédiction initiale. Il est également possible d'évaluer un regret espéré associé à la sélection d'une alternative suite à une révision de la probabilité d'occurrence des différentes situations. La différence entre le regret espéré initial (sans acquisition d'information) et ce regret espéré (avec acquisition d'information non parfaite) donne la valeur espérée de l'information imparfaite.

En reprenant la même notation que précédemment, la valeur espérée de l'information imparfaite (EVII, *Expected Value of Imperfect Information*) est donnée par l'équation 2-8 (Finkel and Evans, 1987) pour laquelle $f'(R|\theta)$ représente la probabilité conditionnelle que la situation réelle soit R si la caractérisation supplémentaire est en faveur de la situation θ et $L(\theta)$ représente la distribution de probabilités la situation selon la caractérisation supplémentaire.

$$EVII = \int \left(OL|k^a, R \right) \cdot f'(R) \cdot dR - \iint \left(OL|k^a, R \right) \cdot f'(R|\theta) \cdot L(\theta) \cdot d\theta \cdot dR \quad (2-8)$$

Cette différence entre deux regrets n'était pas nécessaire précédemment pour établir la valeur espérée de l'information parfaite puisque le regret avec cette acquisition parfaite est nul. En raison d'une réduction incomplète de l'incertitude entourant la situation réelle du site, la valeur espérée de l'information imparfaite est inférieure à la valeur espérée de l'information parfaite (Park and Sharp-Bette, 1990). Bien que n'employant pas explicitement le terme de la valeur

espérée de l'information imparfaite, Freeze et al. (1992) présentent cette valeur espérée pour une caractérisation supplémentaire dans une campagne de forage.

2.2.3.2.2.3 Dilemme entre agir et acquérir de l'information

Si les notions de valeur espérée de l'information parfaite et imparfaite permettent d'établir le coût maximal de l'information supplémentaire réduisant, respectivement en totalité ou en partie, l'incertitude des paramètres caractérisant le site contaminé, elles ne permettent pas à elles seules d'évaluer le moment opportun pour effectuer cette acquisition. En effet, dans un processus de décision inscrit dans un espace temporel divisé en plusieurs périodes, le choix de la période à laquelle l'acquisition d'information supplémentaire sera effectuée peut avoir une influence sur la valeur espérée de la restauration. Très peu de travaux ont abordé ce dilemme entre le choix d'une action avec incertitude et l'acquisition d'information supplémentaire précédant un choix avec réduction de l'incertitude. La littérature fait état d'un modèle évaluant périodiquement la valeur espérée d'un choix optimal entre la caractérisation supplémentaire et l'application d'une action (Forsyth, 1997). Ce modèle est appliqué à un cas de contamination possible d'une nappe d'eau souterraine par le lixiviat d'un centre d'enfouissement s'il y a discontinuité dans la couche d'argile séparant ces deux entités. L'objectif est d'identifier si la nappe d'eau souterraine doit être artificiellement protégée, par une membrane, d'une éventuelle contamination par le lixiviat du centre d'enfouissement. Le modèle n'évalue pas le moment idéal pour acquérir de l'information sur la continuité de la couche d'argile, mais plutôt le moment opportun pour arrêter d'acquérir de l'information et prendre la décision face à la protection de la nappe. Le modèle (voir l'équation 2-9 (Forsyth, 1997)) évalue à chaque période t la valeur espérée des bénéfices, $V_t(p_t)$, pour une probabilité de discontinuité, p_t , de la couche d'argile. Cette valeur espérée est maximisée soit par l'application à la période t de la meilleure protection, a , parmi un

ensemble défini et à laquelle est associé un bénéfice $W(a, p_t)$, soit par la poursuite de la caractérisation du site à l'aide de forage pour déterminer si en un point précis il y a présence ou non d'argile. Cette valeur associée à la décision de poursuivre la caractérisation équivaut à la différence entre la valeur espérée actualisée des bénéfices à la période suivante, $\delta EV_{t+1}(p_{t+1})$, et le coût associé aux n forage, $C(n_t)$. La valeur associée à cette décision de poursuivre est maximisée à son tour par le nombre de forage, n_t , à réaliser à la période t .

$$V_t(p_t) = \max \left(\left[\max_a W(a, p_t) \right], \max_{n_t} \left[-C(n_t) + \delta EV_{t+1}(p_{t+1}) \right] \right) \quad (2-9)$$

Il est important de remarquer qu'un tel modèle fait intervenir à une période donnée, des valeurs associées à la période suivante. Ceci implique une résolution du modèle à rebours, c'est-à-dire en débutant par la dernière période. Pour un cas simple se résumant à deux protections (l'utilisation d'une géomembrane sous le centre ou le maintien du centre dans son état actuel par exemple), une probabilité critique délimite la plage de probabilités de non-continuité de la couche d'argile pour laquelle il est préférable de ne pas imposer l'emploi d'une géomembrane et une pour laquelle il le faut. De part et d'autre de ce point, il existe une plage de probabilités pour lesquelles il est avantageux de poursuivre l'acquisition d'information avant de choisir la protection à adopter. La valeur de cette probabilité critique est fonction des bénéfices associés à chaque action, a , lorsqu'il y a continuité ou non de la couche d'argile. L'étendu de la plage des probabilités pour sa part dépend de ces bénéfices, mais également du coût d'acquisition d'information (du nombre de forages effectués) et de la valeur espérée des bénéfices à la période suivante ($t+1$) sachant que la probabilité à la période t est équivalente à la probabilité critique. Conditionnellement à l'évaluation de la probabilité de détecter ou non une couche d'argile, l'utilisation d'un tel modèle permet d'identifier la période optimale pour prendre une décision

quant à la protection de la nappe, de même que la protection elle-même et d'identifier, pour toutes les périodes précédant cette période optimale, le nombre optimal de forages à réaliser.

Ce modèle a été développé en mettant l'accent sur l'établissement d'un nombre optimal de forages à réaliser à chaque période, comparativement à un nombre prédéterminé. Ceci accorde une plus grande flexibilité au décideur puisqu'il a la possibilité de réagir face à l'information qu'il obtient sans pour autant entreprendre des actions coûteuses et non nécessaires. Forsyth (1997) campe son modèle sur des notions économiques, telles que la valeur d'option et l'irréversibilité d'une décision, dont il sera question à la partie 2.3 (Notions économiques permettant d'effectuer un choix dans un contexte général).

Ceci conclue la partie 2.2 (Méthodes de sélection de la technologie à appliquer pour la restauration d'un site contaminé) de cette revue de littérature. Malgré un éventail très grand de méthodes, le processus de sélection de la technologie dans le but de restaurer un site contaminé demeure empreinte de l'orientation privilégiée par la structure de décision retenue. Les modèles basés sur le risque d'échec et ceux sur l'acquisition d'information supplémentaire comptent parmi les méthodes probabilistes les plus poussées qui incluent une analyse économique. Par contre le premier groupe concentre l'aspect probabiliste sur la non-efficacité à atteindre un objectif, en mettant de côté ou en ne différenciant pas l'incertitude face à la situation initiale du site. Le second groupe pour sa part incorpore indirectement cette incertitude dans l'évaluation du regret espéré mais ne réalise aucune comparaison d'alternatives, ce qui devrait être une condition *sine qua non* de toute structure de sélection d'une technologie de restauration.

Afin de développer un modèle adhérent au maximum aux exigences associées à la sélection d'une alternative de restauration d'un site, une incursion dans les sciences économiques, impliquées depuis longtemps en théorie de la décision, clôt cette revue de littérature.

2.3 *Notions économiques permettant d'effectuer un choix dans un contexte général*

Cette dernière partie de la revue de littérature est consacrée à différentes notions économiques pouvant être associées, de près ou de loin, à la théorie des décisions. Pour bien marquer la progression dans le raffinement de ces notions, elles sont présentées en deux groupes distincts: dans un premier temps les critères simples de décision, et dans un second temps un critère évolué de décision. Le choix des critères présentés dans cette revue de littérature a été réalisé en conservant à l'esprit le domaine premier de cette thèse, soit la restauration des terrains contaminés. C'est pour cette raison que les critères économiques présentés se limitent à ceux utilisés dans la pratique courante en environnement, ceux abordés dans la littérature environnementale et ceux présentant un intérêt, voire un potentiel, pour l'avancement de la recherche dans le domaine de la prise de décision en restauration de sites contaminés.

2.3.1.1 Critères simples de décision économique

Parmi les critères de décision économique, certains sont basés sur l'établissement d'une valeur propre au contexte considéré. Une alternative est retenue selon un de ces critères si sa valeur est supérieure à une limite préétablie ou si elle est soit plus grande ou plus petite que les valeurs des autres alternatives considérées. Ces critères sont regroupés dans cette revue de littérature sous l'appellation de critère simple puisqu'ils ne font appel qu'à des notions économiques de base telles que des différences bénéfices-coûts et l'actualisation de flux monétaires. Deux types de critères sont présentés : dans un premier temps, un critère pour une alternative unique, la valeur actuelle nette; et dans un second temps une série de critères pour la comparaison de plusieurs alternatives, le *maximin*, le *maximax*, le regret *minimax* et la valeur espérée.

2.3.1.1.1 Valeur actuelle nette (VAN)

La valeur actuelle nette d'un projet est une des méthodes les plus connues pour l'évaluation du potentiel d'une alternative. Ce critère repose sur une comparaison entre les bénéfices et les dépenses associés à la réalisation d'un projet. Puisque ces différents flux monétaires peuvent être répartis à travers toute la durée du projet, ces derniers doivent être actualisés au temps initial de l'exécution du projet. Un projet sera jugé comme acceptable selon le critère de la valeur actuelle nette si cette dernière est positive (Boadway and Bruce, 1984). L'équation 2-10 présente la valeur actuelle nette (*Net Present Value*) pour un projet se déroulant sur une durée de T périodes et ayant des bénéfices nets, soit la différence à chaque période t entre les bénéfices et les coûts, NB_t . Ces flux économiques sont actualisés selon un taux constant i.

$$NPV = \sum_{t=0}^T \frac{NB_t}{(1+i)^t} \quad (2-10)$$

L'influence du taux d'actualisation i est majeure; un fort taux aura tendance à réduire l'importance des flux futurs, tandis qu'un faible taux rapprochera l'importance des flux futurs de celle des flux présents. Le taux d'actualisation des bénéfices et des coûts associés à un projet environnemental à caractère collectif, par exemple la mise en place d'une politique de réduction des émissions de gaz à effet de serre dont les impacts touchent l'ensemble de la population, ne peut pas être similaire à un taux considéré par un individu ou une firme pour un projet n'affectant que lui seul. Un taux social d'actualisation doit être considéré. Weitzman (1994) propose (voir l'équation 2-11) un modèle pour établir un tel taux, r, à partir du taux individuel, i, de la fraction des gains économiques utilisée pour améliorer l'environnement, Z, et de l'élasticité, E, de l'amélioration de l'environnement suite à un investissement (la proportion d'augmentation de l'amélioration de l'environnement pour une unité d'investissement).

$$r=i \cdot \left[1-Z \cdot \left(1+\frac{1}{E} \right) \right] \quad (2-11)$$

Selon ce modèle, le taux social d'actualisation est inférieur au taux individuel. Cette différence sera d'autant plus grande avec l'augmentation des dépenses en environnement ou la diminution de l'élasticité de l'amélioration de l'environnement. À la lumière de ces influences, Weitzman conclue que s'il est difficile d'améliorer l'environnement (faibles valeurs de E), la faible valeur du taux social par rapport au taux individuel est un message indiquant qu'il est nécessaire de diminuer l'activité économique contribuant à la dégradation de l'environnement.

Bien qu'introduit comme étant un critère de décision pour une alternative unique, la valeur actuelle nette peut être utilisée pour sélectionner une alternative parmi un ensemble. Dans un tel cas, le critère de décision n'est plus uniquement la positivité de la valeur actuelle nette, mais également la plus grande parmi toutes les valeurs des alternatives considérées (Boadway and Bruce, 1984).

Dixit and Pindyck (1994) mettent un bémol au recours à la valeur actuelle nette lorsqu'il y a incertitude sur les flux économiques futurs et lorsque l'action d'investir dans le projet ne peut être annulée. Il sera question de cette nuance à la section 2.3.1.2.2 (Valeur d'option).

Deux variantes de la valeur actuelle nette peuvent être considérées, soit le ratio bénéfices-coûts et le taux de rendement interne (Hanley and Spash, 1993). Le premier est simplement le ratio entre les bénéfices actualisés et les coûts actualisés. Un ratio supérieur à l'unité est équivalent à une valeur actuelle nette positive. Le second consiste à évaluer le taux de rendement (constant) annulant la valeur actuelle nette. Si ce taux de rendement est supérieur au taux d'actualisation privilégié par le décideur, la réalisation du projet est envisageable (Derome, 1993).

2.3.1.1.2 *Maximin, maximax, regret minimax et valeur espérée*

Les quatre critères présentés ici, le *maximin*, le *maximax*, le regret *minimax* et la valeur espérée, permettent de comparer les conséquences de différentes alternatives, voire différents projets, pour en retenir, non pas la plus rentable, mais plutôt la plus sécuritaire selon l'aversion au risque du décideur. Chaque critère est préféré par un type de décideur plutôt que par un autre. Un exemple de sélection de la meilleure alternative ainsi que de la sensibilité du choix selon le critère retenu est présenté dans Smith and Slenning (2000). Ces critères sont utilisés lorsqu'il y a incertitude sur la situation réelle, par exemple le niveau de contamination, sur laquelle sera appliquée la décision. Pour utiliser chacun de ces critères, il est impératif que la conséquence économique (bénéfices ou pertes) de chaque alternative pour chaque situation considérée soit établie. Les différentes définitions des critères sont exprimées par rapport aux bénéfices; la traduction pour les coûts nécessite de transformer les maximums en minimums et vice-versa.

Le critère *maximin* identifie pour chaque alternative la situation générant les bénéfices les plus faibles. L'alternative retenue est celle ayant les plus grands bénéfices (*maxi...*) parmi les plus faibles (*...min*) de chaque alternative. Ce critère de décision est associé aux décideurs pessimistes puisqu'il considère la meilleure alternative dans les pires situations possibles (Dieter, 1991).

À l'opposé de ce premier critère, le *maximax* retient l'alternative ayant les plus grands bénéfices (*maxi...*) parmi toutes les alternatives évaluées pour leur meilleure situation, situation donnant les meilleurs bénéfices (*...max*). C'est le critère de décision associé aux décideurs optimistes (Dieter, 1991).

Le critère du regret *minimax* repose sur la notion du regret introduite à la section 2.2.3.2.2.1. Pour chaque situation possible, le regret associé au choix non optimal d'une alternative est

évalué. L'alternative retenue est celle ayant le regret minimal (*mini...*) parmi le regret maximal de chaque alternative (...*max*). Ce critère est associé non pas aux décideurs cherchant à éviter les pires situations, mais cherchant à minimiser les conséquences négatives des choix (Smith and Slenning, 2000).

Finalement, le critère de sélection d'une alternative sur la valeur espérée est le seul des quatre critères qui fait intervenir les probabilités d'occurrences des différentes situations. L'alternative retenue sous ce critère est celle ayant la plus grande somme pondérée des bénéfices de chaque situation (Smith and Slenning, 2000).

Le Tableau 2-2 présente les bénéfices associés au dépistage d'une maladie donnée chez les bovins, cet exemple est tiré de Smith and Slenning (2000). Quatre types de tests sont comparés pour trois situations possibles (trois prévalences de la maladie) dont les probabilités d'occurrence sont indiquées entre parenthèses. La situation ayant les plus grands bénéfices est identifiée pour chaque test dans le tableau en caractères gras tandis que celle ayant les bénéfices les plus faibles est identifiée en caractères italiques. Selon le critère du *maximax*, le test retenu est celui ayant les plus grands bénéfices parmi les plus grands, soit AGID. Selon le critère du *minimax*, le test retenu rapporte les plus grands bénéfices parmi les plus faibles, soit ELISA. Le Tableau 2-2 présente également, pour chaque alternative et chaque situation, le regret associé au choix non optimal. Pour chaque test, la situation présentant le regret maximal est soulignée. Selon le critère du regret *minimax*, le test retenu présente le regret le plus faible parmi les regrets les plus grands, soit ELISA. Finalement, en considérant les probabilités d'occurrence des différentes situations, la valeur espérée de chaque test est évaluée. Selon ce critère, le test retenu a la plus grande valeur espérée, soit ELISA.

Tableau 2-2 Bénéfices (en milliers de dollars) du dépistage d'une maladie

Test	Prévalence de la maladie			Regret			Valeur espérée
	Nulle (40 %)	Faible (50 %)	Forte (10 %)	Prévalence de la maladie			
				Nulle	Faible	Forte	
AGID	316,80 \$	224,70 \$	86,60 \$	0 \$	- 15,00 \$	- 45,90 \$	247,73 \$
GF	287,70 \$	188,60 \$	39,90 \$	- 29,10 \$	- 51,10 \$	- 92 60 \$	213,37 \$
CULT	315,30 \$	233,30 \$	110,20 \$	- 1,50 \$	- 6,40 \$	-22,30 \$	253,79 \$
ELISA	311,10 \$	239,70 \$	132,50 \$	- 5,70 \$	0 \$	0 \$	257,54 \$

(adapté de Smith and Slenning (2000))

Il est clairement identifié, par cet exemple de l'application des différents critères à une même problématique, que la décision finale dépend du choix du critère.

2.3.1.2 Critère évolué de décision économique: la valeur d'option

Cette seconde partie des considérations économiques porte sur un critère évolué de décision économique, la valeur d'option. Comparativement aux critères de la section précédente basés sur l'établissement d'une valeur spécifique à une alternative pour une situation donnée, ce critère, dit évolué, intègre des notions avancées des sciences de l'économie, principalement des options réelles. Dans un premier temps, la notion d'irréversibilité, fondement de la valeur d'option, est introduite. Dans un second temps, la valeur d'option est définie. Il est également question de différentes nuances dans les travaux ayant porté sur la valeur d'option dans les processus de décision.

2.3.1.2.1 Notion d'irréversibilité

Tout d'abord, il est essentiel de définir l'irréversibilité qui est une condition *sine qua non*, mais non suffisante, à cette valeur d'option. Selon le Petit Larousse (Legrain and Garnier, 2001), un geste est qualifié d'irréversible s'il « *ne peut être entravé* » ou ne peut être suivi « *que dans une seule direction, dans un seul sens* ». Il est possible d'adapter cette définition à la théorie de la décision en qualifiant un choix (une action) d'irréversible, s'il modifie une situation actuelle et pour lequel aucune action ne permet le retour à cette situation initiale. Arrow and Fisher (1974) poussent un peu plus loin cette définition en caractérisant un développement, une action, comme irréversible par le coût extrêmement élevé, voire infini, qu'il faudrait déboursier pour retourner à la situation initiale. L'introduction de cette notion d'irréversibilité d'une action en environnement remonte au milieu des années 1970 par Arrow and Fisher (1974) et Henry (1974a) en utilisant respectivement l'exemple de l'inondation d'un canyon par la construction d'un barrage hydroélectrique et la coupe d'une forêt centenaire pour le passage d'une voie de contournement d'un grand centre urbain.

Cette notion d'irréversibilité d'une décision influençant l'environnement n'a d'intérêt que s'il y a incertitude soit sur des éléments découlant de cette décision (les bénéfices de l'application de la décision, ses coûts ou son efficacité à atteindre les objectifs) ou sur la situation réelle de l'environnement, tel le niveau de contamination d'un site. Cette notion d'irréversibilité prend tout son sens lorsque le processus de décision est séquentiel, c'est-à-dire qu'il est possible de revoir, au temps $t+1$, la décision prise au temps t . Ramani and Richard (1993) soutiennent que si une action irréversible est retenue suite à une décision au temps t , alors certaines actions, qui étaient disponibles initialement, ne le sont plus au temps $t+1$ lorsqu'il est question de revoir la

décision. Il y a une perte de flexibilité dans le processus de décision suite à la sélection d'une alternative irréversible.

Trois types d'irréversibilité peuvent être définis: descendante, ascendante et complète (Viscusi, 1985). L'irréversibilité descendante, la plus courante des trois, caractérise les situations dans lesquelles la variable décrivant l'évolution du système ne peut pas diminuer dans le temps. Un exemple d'une telle irréversibilité serait l'augmentation de la quantité de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, en considérant que cette quantité ne peut pas diminuer, sauf à très long terme. La décision d'envoyer dans l'atmosphère une quantité supplémentaire de gaz ne peut pas être annulée. L'irréversibilité ascendante caractérise, pour sa part, les situations dans lesquelles l'augmentation d'une variable ne permet pas de retrouver la situation initiale. Par exemple, suite à l'extinction d'une espèce en raison d'un investissement trop faible pour sa préservation, toute augmentation de l'investissement ne permettra pas le retour de cette espèce. Le dernier type d'irréversibilité est l'irréversibilité complète. Dans ce cas, la situation ne peut évoluer dans aucun sens.

2.3.1.2.2 Valeur d'option

La notion d'irréversibilité prend un sens tout à fait particulier dans le processus de décision lorsqu'il y a possibilité d'acquérir dans le futur de l'information à propos de la situation réelle sur laquelle sera appliquée la décision ou sur les conséquences de ce choix. Cette particularité est connue sous le nom d'effet (ou principe) d'irréversibilité (Henry, 1974a). Lorsqu'il y a incertitude dans un processus de décision (par exemple sur les bénéfices associés à la préservation et au développement d'un boisé) et que de l'information sera disponible dans le futur pour soulager cette incertitude, le décideur aura avantage à suivre une action réversible (la préservation du boisé) plutôt qu'une irréversible (la transformation de ce boisé en zone

cultivable) en attendant d'obtenir cette information (Arrow and Fisher, 1974). En effet, si l'information révèle que la situation est favorable pour le décideur, ce dernier pourra ajuster sa décision afin de profiter au maximum de cet avantage. Si, à l'opposé, l'information révèle que la situation n'est pas avantageuse, le décideur pourra se retirer, ou ne pas se commettre, afin de minimiser les pertes associées à cette situation. En comparant une prise de décision sous incertitude à une sans risque, Henry (1974a) soutient que si la décision optimale du problème sans incertitude n'est pas irréversible, celle du problème avec incertitude ne l'est pas non plus. Par contre, si le problème sans incertitude nécessite une décision irréversible, la décision du problème incertain n'est pas nécessairement irréversible. Ceci signifie qu'ignorer l'incertitude dans un processus décisionnel conduit plus souvent qu'il ne le faut à une décision irréversible.

Avant de définir la valeur de l'option, il faut établir ce qu'est une option en analyse économique. Une option représente, pour le décideur, la possibilité de choisir une action amenant la situation actuelle dans une nouvelle situation. Trigeorgis (1996) identifie plusieurs types d'options, dont l'option d'arrêter un procédé en industrie et de le redémarrer, l'option de perdre la valeur de revente d'un bien et l'option d'investissement, pour ne nommer que ces trois exemples.

Une première définition de la valeur d'option a été faite en 1964 comme étant la surévaluation (le surplus prêt à payer) que donne un individu à un bien afin de s'assurer de sa disponibilité dans le futur même s'il est actuellement incertain qu'il en fera usage (propos de Weisbrod (1964) cités dans Johansson (1991)). Cette définition repose plus sur des concepts de surplus du consommateur et de volonté de payer pour maintenir une option que sur l'effet d'irréversibilité. C'est Arrow and Fisher (1974) qui définissent, dans le contexte d'irréversibilité introduit précédemment, la valeur d'option (ou quasi-option pour la différencier des options financières)

comme étant la différence en bénéfices résultant du choix en faveur d'une action réversible au détriment d'une irréversible.

Trois conditions essentielles doivent être réunies pour qu'il y ait une valeur d'option positive (Henry, 1974b): 1) le futur doit être incertain, 2) parmi toutes les décisions possibles, il doit au moins y en avoir une plus irréversible que les autres et 3) le processus d'apprentissage doit être séquentiel et l'utilisation de l'information disponible au cours du temps doit être optimale. La première condition va de soi: en certitude par rapport au futur d'une décision, il n'y a pas de bénéfice à conserver une flexibilité puisque la décision initiale est la meilleure. La deuxième condition impose qu'une des décisions initiales possibles réduise la flexibilité des décisions futures. Finalement, pour qu'il soit avantageux de conserver une flexibilité dans le processus de décision, ce dernier doit comporter un minimum de deux périodes de décision, soit une décision initiale et une décision permettant de revoir la première. Entre ces deux décisions, il est essentiel que le décideur améliore ses connaissances face à la situation réelle afin qu'il puisse juger de la nécessité de revoir son choix. C'est ce qu'impose la troisième condition.

Dans le but de montrer que l'effet d'irréversibilité entraîne initialement une décision plus souple afin de réagir adéquatement à l'information qui arrivera au décideur avant la décision suivante, une preuve faite par Viscusi (1988) est reprise ici en comparant une décision réversible à une irréversible.

2.3.1.2.2.1 Exemple d'une décision réversible

Il s'agit d'un processus de décision à deux périodes, les indices 1 et 2 signifiant respectivement la première et la seconde période. Le décideur doit choisir le niveau d'investissement q (l'auteur associe ce niveau à la capacité de traitement d'une usine de traitement des eaux usées ou le niveau de décontamination à atteindre) à chaque période. Si les bénéfices unitaires, s , en

première période et les coûts associés, $C(q)$, à ce niveau d'investissement sont connus, les bénéfices unitaires de la seconde période sont inconnus. Le décideur connaît tout de même initialement la distribution de probabilités de ces bénéfices, $f(s_2)$, et sera mis au courant des bénéfices réels de la seconde période avant d'effectuer le choix de q_2 .

Si la décision d'investissement est réversible, le niveau q_1 choisi en première période n'influence pas le niveau q_2 qui sera choisi en seconde. Ce dernier niveau pourrait même être négatif afin d'annuler la décision initiale si la situation réelle en seconde période est défavorable au décideur ($-q_2 \leq q_1$). L'objectif du décideur, qui est de maximiser les bénéfices associés aux deux périodes par choix de l'investissement initial, est présenté à l'équation 2-12 pour laquelle β est le facteur d'actualisation et où les bénéfices unitaires varient entre 0 et 1.

$$\text{Max}_{q_1} V = s_1 q_1 - C(q_1) + \beta \int_0^1 \text{Max}_{q_2} [s_2 (q_1 + q_2) - C(q_1 + q_2)] f(s_2) ds_2 \quad (2-12)$$

Puisque le niveau d'investissement en première période ne limite pas le niveau en seconde, les niveaux optimaux d'investissement, équations 2-13 et 2-14, sont simplement le niveau à chaque période qui permet d'égaliser les bénéfices unitaires aux coûts marginaux (coûts associés à l'augmentation d'une unité, soit la dérivé de $C(q)$ par rapport à q).

$$C'(q_1) = s_1 \quad (2-13)$$

$$C'(q_1 + q_2) = s_2 \quad (2-14)$$

2.3.1.2.2.2 Exemple d'une décision irréversible

Considérant maintenant que la décision d'investissement est irréversible, c'est-à-dire qu'il est impossible d'annuler le niveau q_1 , le niveau d'investissement en seconde période doit

nécessairement être supérieur ou égal à zéro ($q_2 \geq 0$). Viscusi définit un point critique de bénéfices, s^* , en deçà duquel le niveau d'investissement total en seconde période est égal au niveau de la première période (il n'est pas avantageux d'investir davantage). Au-delà de ce point, le niveau d'investissement en seconde période peut être considéré indépendant du niveau de la première et est représenté par $Q(s_2)$. L'équation 2-15 présente dans ce cas l'objectif du décideur.

$$\text{Max}_{q_1} V = s_1 q_1 - C(q_1) + \beta \int_0^{s^*(q_1)} [s_2 q_1 - C(q_1)] f(s_2) ds_2 + \beta \int_{s^*(q_1)}^1 [s_2 Q(s_2) - C(Q(s_2))] f(s_2) ds_2 \quad (2-15)$$

S'il y a une possibilité non nulle que les bénéfices unitaires en seconde période soient inférieurs ou égaux à ceux en première période ($s_2 \leq s_1$) et que le niveau d'investissement initial ne peut être diminué (décision irréversible), le terme de droite de l'équation 2-16 (définissant le niveau optimal d'investissement en première période) est inférieur aux bénéfices unitaires de la première période, s_1 .

$$C'(q_1) = \frac{s_1 + \beta \int_0^{s^*(q_1)} f(s_2) ds_2}{1 + \beta \int_0^{s^*(q_1)} f(s_2) ds_2} \quad (2-16)$$

Ceci est équivalent à dire que le terme de gauche de l'équation 2-16 est inférieur à celui de l'équation 2-13 et donc que le niveau d'investissement en décision irréversible est inférieur à celui en décision réversible. Suite à une décision d'investir un montant plus faible en première période, le décideur est en début de seconde période, soit dans une position favorable lui

permettant de minimiser l'impact des faibles bénéfices unitaires en seconde période, soit d'augmenter son niveau d'investissement en seconde période afin de profiter au maximum de l'augmentation des bénéfices unitaires par rapport à la première période.

2.3.1.2.2.3 Nuances dans l'interprétation de la valeur d'option

Cette dernière partie de la valeur d'option porte sur différents travaux traitant de la valeur d'option et venant nuancer son interprétation.

Il a été question dans la section 2.3.1.2.1 (Notion d'irréversibilité) de trois types d'irréversibilité. La conclusion quant au niveau d'investissement dans la première période par rapport à une décision réversible dépend de ce type d'incertitude (Viscusi, 1985). Pour un processus de décision à deux périodes, si l'incertitude est descendante, le niveau d'investissement dans la première période doit être inférieur au niveau optimal dans un contexte de décision réversible. De plus, si l'irréversibilité est incertaine, c'est-à-dire qu'il est possible de retourner à la situation initiale, l'information reçue par le décideur au début de la seconde période est d'autant plus importante que le doute sur le caractère réversible de la décision est grand (l'incertitude sur l'irréversibilité avoisinant les 50 %). Si à l'opposée l'irréversibilité est ascendante, le niveau d'investissement en première période doit être supérieur au niveau optimal de la décision réversible. Puisqu'il n'est possible selon ce type d'irréversibilité que de réduire un investissement ou diminuer l'implication face à l'environnement, le surinvestissement ou la surprotection est préférable en première période quitte à le diminuer en seconde période. Finalement, le cas d'une irréversibilité complète nécessite une étude plus détaillée car le choix du niveau d'intervention initiale dépend à la fois de la valeur des bénéfices s'ils augmentent et de leurs valeurs s'ils diminuent. Viscusi conclut qu'aussitôt qu'il y a soupçon d'une irréversibilité dans le processus décisionnel, l'analyse des différentes alternatives doit passer

inévitablement par la considération de l'influence des décisions sur les périodes futures. Si une incertitude est introduite sur le caractère irréversible d'une décision et que le retour à la situation initiale entraîne une dépense supplémentaire pour le décideur, il n'est pas possible d'établir une règle générale sur le niveau d'implication dans la première période par rapport à une décision entièrement réversible (Usategui, 1990).

Dans toutes les considérations précédentes de la valeur d'option et de l'effet d'irréversibilité, il est sous-entendu que les probabilités d'occurrences des différentes situations suite à la décision en première période sont exogènes, c'est-à-dire qu'elles sont indépendantes du choix fait par le décideur. Ramani and Richard (1993) présentent l'envers de cette prémisse, soit l'effet d'irréversibilité lorsque les probabilités d'occurrence sont endogènes au problème, lorsqu'elles varient selon le choix effectué par le décideur. Ils en viennent à proposer que lorsque les probabilités sont endogènes au problème, lorsque la facilité d'atteindre une situation donnée à partir d'une situation initiale varie selon que l'alternative pour s'y rendre est réversible ou irréversible, il n'est plus possible de statuer à propos de l'effet d'irréversibilité sur la décision initiale.

D'un point de vue pratique, des auteurs ont évoqué l'effet d'irréversibilité dans le dossier du réchauffement planétaire afin de justifier des seuils de réductions des émissions de gaz à effet de serre en attendant que de l'information supplémentaire vienne confirmer ou infirmer l'influence directe de ces gaz sur ce phénomène climatique. Selon Ulph and Ulph (1997), cette problématique ne peut pas systématiquement être résolue par l'application de l'effet d'irréversibilité. Au contraire, cet effet n'est à considérer que si les taux d'actualisation sont faibles (une grande importance est accordée aux générations futures) et si le niveau d'incertitude sur les paramètres contribuant au réchauffement climatique est très grand.

Enfin, Dixit and Pindyck (1994) montrent que lorsqu'il y a irréversibilité dans le processus de décision et une possibilité d'améliorer les connaissances à propos de la situation réelle par un report de la prise de décision, le recours à la valeur actuelle nette n'est pas approprié. Dans sa forme actuelle, la valeur actuelle nette équivaut à jouer immédiatement l'option de retarder la prise de décision, c'est-à-dire à perdre cette option. Si à l'opposé, la décision est reportée le temps de connaître la véritable situation, la valeur actuelle nette évaluée suite à cette révélation (mais en valeur monétaire équivalente à la période initiale de décision) est bonifiée, par rapport à la valeur actuelle nette lorsque l'option est jouée immédiatement, d'une somme équivalente à la valeur d'option.

Dans un cadre environnemental, la valeur d'option est considérée par Forsyth (1997) dans l'évaluation du nombre d'échantillons nécessaire pour caractériser suffisamment une nappe phréatique afin de choisir de protéger ou non l'eau souterraine de l'écoulement de lixiviat d'un centre d'enfouissement. Forsyth fait un parallèle entre le report d'une décision d'investissement afin d'obtenir de l'information sur la variation des bénéfices et le report du choix de la protection des eaux souterraines afin de poursuivre l'investigation de la continuité de la couche d'argile séparant le site d'enfouissement et la nappe phréatique. Choisir d'arrêter cette recherche d'information équivaut à perdre l'option d'améliorer les connaissances par rapport au site. Par contre, Forsyth souligne la différence importante entre les milieux financier et environnemental en ce qui a trait à la non gratuité de l'acquisition d'information supplémentaire en protection de l'environnement. Cette distinction impose l'identification, dans le processus décisionnel, de la quantité optimale d'information supplémentaire pour prendre la meilleure décision avant que les coûts d'une trop grande caractérisation supplémentaire ne viennent diminuer les bénéfices associés à l'application de la décision.

2.4 *Synthèse de la revue de littérature*

Tout au long de ce chapitre, il a été question de différents modes de sélection d'une technologie dans le but de restaurer un site contaminé. L'idée soutenue dans cette revue de littérature était de dresser un portrait le plus fidèle possible des méthodes d'aide à la décision et à la gestion qui s'offrent à tous les intervenants dans ce domaine de l'environnement. La première conclusion, triviale, qu'il est possible de tirer des sujets traités précédemment est que l'alternative retenue dépend de la méthode de sélection considérée et du raffinement du processus de décision. Certaines décisions sont basées uniquement sur des éléments techniques alors que d'autres incluent des aspects économiques touchant la restauration du site. Certaines technologies sont retenues à la lumière de leurs performances dans des restaurations antérieures alors que d'autres le sont suite à une évaluation de leurs capacités propres à atteindre les objectifs de décontamination. Parmi les méthodes de sélection optant pour une telle évaluation, certaines vont traiter de l'incertitude face à l'atteinte des objectifs en considérant un nombre fini de situations terminales alors que d'autres vont plutôt traduire l'ensemble des incertitudes en une seule valeur simulée. Dans les considérations économiques, la grande majorité des structures de décision environnementale met l'accent sur le raffinement des coûts indirects. Parmi ces structures, il y a les coûts maximums d'acquisition d'information établis à partir de la valeur maximale de l'information parfaite ou imparfaite et les coûts associés à la non-atteinte des objectifs de restauration ou à l'échec possible de l'alternative retenue.

La place de l'incertitude dans les différentes structures de décision des alternatives de restauration environnementale est surtout concentrée sur les conséquences des décisions, les résultantes de l'application de l'alternative choisie et ce, notamment par l'évaluation du risque d'échec. Certaines méthodes s'attardent tout de même aux incertitudes entourant la situation

initiale du site, celles ayant une influence sur le point d'application de l'alternative retenue et incontestablement alors sur le point d'arrivée, la situation finale du site. Bien qu'étant partiellement liées entre elles, ces sources d'incertitudes n'ont pas fait l'objet d'une structure de décision les combinant.

Ces structures permettant l'acquisition d'information dans le temps afin de diminuer l'incertitude, qui sont pour la plupart basées sur les travaux de Freeze et al. (1990), peuvent s'apparenter, bien qu'aucune référence n'y soit textuellement faite, au processus de décision mis en place dans la théorie des options réelles particulièrement par la notion de la valeur d'option. Ces structures ne font pas état du caractère irréversible d'une décision, mais considèrent tout de même l'acquisition d'information supplémentaire dans le but de mieux choisir l'alternative à utiliser. Puisqu'elles n'opposent pas systématiquement une décision irréversible à une réversible dans le choix d'acquérir davantage d'information, la notion de valeur d'option ne peut pas être explicitement formulée pour justifier le gain de réduire l'incertitude. Ces travaux reposent plutôt sur des notions de regret et de valeur d'information parfaite pour légitimer la nécessité de réduire l'incertitude avant de choisir l'alternative.

Toutefois, les travaux de Forsyth (1997) introduisent cette notion de valeur d'option en environnement, dans un processus de décision séquentielle avec incertitude, afin d'étudier le bien fondé de conserver le plus possible de flexibilité dans les choix d'alternatives si cette incertitude peut être, en partie ou en totalité, réduite dans le futur par l'arrivée de nouvelles connaissances par rapport au site.

Cette revue de littérature a permis notamment de mettre en lumière des dichotomies entre plusieurs éléments pouvant, théoriquement, influencer le choix de l'alternative optimale de restauration d'un site. La dichotomie la plus marquée se situe sans nul doute entre l'importance

des considérations techniques et économiques dans le choix d'une technologie de restauration. Il existe également une dichotomie dans l'importance attribuée aux différentes incertitudes entourant le processus de décision, telles les probabilités *a priori* d'une situation et les probabilités d'atteindre une situation finale à l'aide d'une alternative donnée. En effet, l'importance est mise en majorité sur ce dernier groupe d'incertitudes, alors que celles touchant la situation initiale sont remplacées par exemple par l'utilisation d'une valeur moyenne de contamination ou incluses dans celles du dernier groupe. Or dans bien des cas de restauration de sites, l'atteinte d'un niveau final de contamination est fonction de la concentration initiale. Dans de telles circonstances de non-considération des probabilités *a priori*, le niveau d'efficacité de la technologie ne peut être garanti et il en va donc de même pour l'atteinte des objectifs de restauration.

Les modèles qui ont été développés pour inclure en partie ces incertitudes reposent principalement sur l'évaluation du budget maximal permettant de les réduire. Ces modèles reportent dans le temps le choix de l'alternative, et du même coup son application, pour faire une caractérisation de différents paramètres du site afin de réduire l'incertitude entourant le processus de décision. Le seul modèle de décision environnementale considérant clairement la valeur d'option dans son développement (modèle développé par Forsyth (1997)) ne considère aucune alternative de traitement durant l'acquisition d'information. Or, acceptant que certaines technologies de restauration de site soient plus réversibles que d'autres et que selon l'effet d'irréversibilité introduit par Henry (1974a), le choix pour une action réversible au profit d'une action irréversible soit avantageux s'il y a à la fois incertitude sur le futur et diminution de cette dernière dans l'avenir par une acquisition d'information, il pourrait être intéressant de se questionner sur la pertinence de ne recourir à aucune alternative de restauration (le choix le plus réversible de tous) durant l'acquisition d'information. Considérant que l'utilisation d'une

technologie de restauration d'un site nécessite durant son application un suivi et une collecte d'information, n'y aurait-il pas, dans certains contextes, avantage à amorcer une restauration par une technologie réversible en attendant d'obtenir, par ce suivi, de l'information sur la situation réelle du site ? Ainsi, selon cette nouvelle information, il serait possible d'adapter ou de modifier le choix de la technologie de restauration.

CHAPITRE 3 Approche méthodologique

3.1 *Hypothèse de recherche*

Devant l'hétérogénéité des choix de l'alternative de restauration, le manque de méthodes de gestion de la restauration d'un site combinant successivement plusieurs technologies et face aux nuances que peut apporter la théorie des options réelles sur le type d'alternative à privilégier dans un contexte d'incertitude, d'acquisition future d'information et de décisions séquentielles, cette thèse vise à tester l'hypothèse voulant que *la prise en considération de l'incertitude face à la concentration en contaminant sur un site et de l'irréversibilité des décisions en matière technologique permette la sélection d'une stratégie favorisant l'atteinte des objectifs de restauration tout en minimisant ses coûts.*

3.2 *Objectifs*

Dans le but de valider cette hypothèse, l'ensemble de la recherche réalisée dans le cadre de cette thèse est orientée vers l'atteinte d'un objectif principal à savoir, de développer un modèle d'aide à la gestion permettant de justifier, techniquement et économiquement, le choix d'une stratégie de restauration d'un site contaminé. La réalisation de cet objectif est guidée par cinq objectifs intermédiaires.

1. Modéliser le potentiel d'applicabilité (efficacité) d'une technologie de restauration sur un site en fonction des variables influençant significativement son utilisation.

2. Modéliser les coûts de la restauration selon trois classes de variables : les coûts de restauration, les revenus associés à la restauration et les coûts de caractérisation supplémentaire du site.
3. Développer une structure d'évaluation de la situation du site (niveau de contamination) en fonction des informations connues et estimées.
4. Prévoir, en considérant l'incertitude face aux situations, les méthodes de réduction de l'incertitude, l'irréversibilité des décisions en matière technologique et le potentiel d'applicabilité des technologies (efficacité), le gain net actualisé pour l'amélioration de la situation du site.
5. Donner une valeur technico-économique à chaque scénario et stratégie de restauration.

3.3 *Structuration du développement du modèle*

Dans le but de développer un modèle considérant à la fois les aspects techniques et économiques associés à la restauration d'un site et permettant d'identifier la meilleure séquence de technologies à utiliser afin de maximiser la réduction en contaminant sur le site tout en minimisant les coûts totaux de cette restauration, diverses notions des sciences naturelles et du génie ainsi que des sciences économiques doivent être utilisées en symbiose. Cette section présente l'ensemble de ces notions qui s'imbriqueront les unes dans les autres tout au long des chapitres suivants dans le but d'atteindre l'objectif principal de cette thèse et ainsi en valider l'hypothèse de recherche.

La structure de développement du modèle est présentée à la Figure 3-1. Le périmètre extérieur de ces quatre cercles englobe l'ensemble des notions qui devront être incluses dans le modèle. Quatre grandes catégories de notions nécessaires à la réalisation d'un tel modèle ressortent de

l'ensemble de la revue de littérature présentée au chapitre précédent. Il s'agit de l'incertitude associée à la restauration d'un site, de l'utilisation des technologies de restauration, des notions économiques et finalement de l'acquisition d'information.

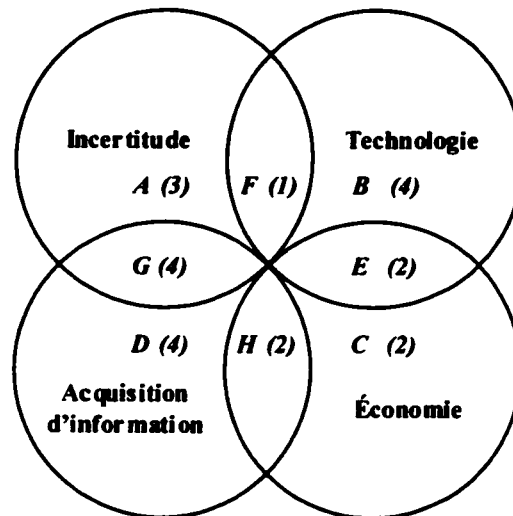


Figure 3-1 Structure de développement du modèle technico-économique

Chacune des huit zones de la Figure 3-1 est représentée par une lettre associée à une notion spécifique et pouvant appartenir à une ou deux des grandes catégories de notions. Le chiffre associé à chacune de ces zones identifie l'objectif intermédiaire qui est en cours de réalisation par l'incorporation de cette notion dans le modèle.

A) Incertain titude associée au niveau de contamination du site (Objectif intermédiaire 3)

La grande majorité des structures de décision présentées dans la revue de littérature ne considère aucune incertitude quant au niveau de contamination sur le site. Cette valeur est bien souvent fixée *a priori*. En raison de l'hétérogénéité de la contamination sur un site et d'une caractérisation initiale limitée, le niveau de contamination d'un site ne peut pas être représenté par une valeur unique. Le modèle développé se doit de considérer l'incertitude associée au niveau de contamination.

B) Degré d'irréversibilité d'une technologie (Objectif intermédiaire 4)

La notion d'irréversibilité d'une technologie n'avait pas lieu d'être considérée dans les études antérieures puisqu'elles ne considéraient l'utilisation que d'une seule technologie pour restaurer le site. Lorsqu'il est question d'une utilisation séquentielle de technologies, comme il est proposé dans cette thèse, il est impératif de considérer le degré d'irréversibilité d'une technologie face à son application sur le site. L'utilisation d'une technologie irréversible réduit, pour les choix à venir, l'ensemble des technologies disponibles. Ceci se traduit en terme décisionnel par une diminution de la flexibilité de la stratégie de restauration.

C) Bénéfices associés au site restauré ou partiellement restauré (Objectif intermédiaire 2)

Les bénéfices associés à la restauration ont déjà fait l'objet de considérations dans un modèle précédent (Massmann and Freeze, 1987; Freeze et al., 1990). Par contre la plupart des applications de ce dernier ont exclu ces bénéfices. Une partie de l'hypothèse de cette thèse porte sur la minimisation des coûts de la restauration. Cette minimisation passe notamment par l'atteinte d'un faible niveau de contamination sur le site, augmentant ainsi les bénéfices de ce dernier et épongeant, en partie ou en totalité, les coûts totaux de restauration.

D) Acquisition d'information résultant du suivi d'une technologie (Objectif intermédiaire 4)

L'acquisition d'information dans le but de réduire l'incertitude associée au niveau de contamination sur le site a été relevée dans la revue de littérature. Or il a également été souligné dans la synthèse de cette dernière qu'aucune structure de décision ne considérait le suivi requis par une technologie comme mode d'acquisition d'information. Ce genre d'acquisition d'information a la particularité de réduire également la concentration sur le

site. Contrairement à l'acquisition d'information résultant d'une caractérisation supplémentaire, celle-ci ne réduit pas l'incertitude associée au niveau de contamination sur le site avant la sélection de la technologie à utiliser, mais informe plutôt le décideur de l'évolution de la restauration au cours de la dernière période d'utilisation de la technologie. Ceci permet au décideur de réviser son choix avant de poursuivre la restauration du site.

E) Coûts d'application d'une technologie (*Objectif intermédiaire 2*)

De toutes les notions devant être incluses dans le modèle, celle-ci est la plus évidente. Il s'agit des coûts engendrés par l'application d'une technologie pour restaurer le site. Cette notion fait à la fois partie de la catégorie des notions techniques et de celle des notions économiques.

F) Efficacité d'une technologie (*Objectif intermédiaire 1*)

La plupart des technologies de restauration d'un site ne permettent pas d'atteindre avec certitude les objectifs de restauration. L'utilisation de chacune des technologies comporte une part de risque ou d'échec. Cette notion a largement été considérée dans les études précédentes et doit également faire partie du modèle développé dans cette thèse en raison du grand impact qu'elle peut avoir sur la sélection et l'application d'une technologie de restauration. Cette notion se classe à la fois parmi les notions techniques et les notions d'incertitude.

G) Acquisition d'information résultant d'une caractérisation supplémentaire (*Objectif intermédiaire 4*)

La caractérisation supplémentaire est la forme d'acquisition d'information qui a été abordée dans les études précédentes. Lorsque réalisée, elle présente l'avantage de réduire

l'incertitude associée au niveau de contamination du site avant que le choix de la technologie à utiliser n'ait lieu. Ceci a pour effet de sélectionner une technologie mieux adaptée à la situation réelle du site. Cette notion appartient à la fois à la catégorie des notions d'acquisition d'information et de l'incertitude associée au site.

H) Coûts d'acquisition d'information supplémentaire (*Objectif intermédiaire 2*)

La dernière notion qui sera incluse dans le modèle technico-économique est les coûts associés à l'acquisition d'information par une caractérisation supplémentaire. Cette notion est nécessaire puisqu'une telle caractérisation requiert de l'échantillonnage sur le site et des analyses en laboratoire. Autant d'actions qui augmentent les coûts totaux de la restauration du site. Ces coûts (aspect négatif de la caractérisation supplémentaire) vont atténuer, voire annuler, les avantages de la réduction de l'incertitude associée au niveau de contamination sur le site (aspect positif de la caractérisation supplémentaire). Cette dernière notion appartient aussi bien aux notions économiques qu'aux notions touchant à l'acquisition d'information.

Ces notions sont assemblées, dans les chapitres qui suivent, sur une structure d'analyse coûts-bénéfices afin d'obtenir le modèle technico-économique à la base de la réalisation de l'objectif principal. Par la suite, plusieurs simulations (simples et complexes) de la restauration de sites contaminés sont réalisées à l'aide de ce modèle afin d'en valider (simulations simples) les réponses et d'étudier (simulations complexes) l'influence des réponses de ce modèle sur la prise de décision et la gestion en matière de restauration des sites contaminés.

CHAPITRE 4 Synthèse et présentation des articles

Attendu que le corps de cette thèse est un regroupement de trois articles (CHAPITRE 5, CHAPITRE 6 et CHAPITRE 7) rédigés en anglais et soumis pour publication, ce chapitre est une synthèse en français de leur contenu. Ce chapitre est divisé en trois parties, représentant chaque article selon l'ordre logique de soumission et de développement du modèle technico-économique.

4.1 Besoin pour un outil de sélection d'une technologie de restauration d'un site

La revue de littérature présentée au CHAPITRE 2 met en lumière la très grande diversité dans les modèles d'aide à la sélection d'une technologie de restauration d'un site contaminé. De la simple revue des décisions prises antérieurement pour des cas de contaminations similaires au modèle cherchant à déterminer la quantité optimale d'information supplémentaire à acquérir afin de réduire le risque associé à la décision, diverses structures permettent au décideur d'évaluer la pertinence d'utiliser une technologie et d'en justifier sa sélection ou son rejet sur des critères soit purement techniques, soit à la fois techniques et économiques.

En raison de l'usage d'une technologie unique pour atteindre l'objectif de restauration, lorsqu'un critère temporel est utilisé pour déterminer l'applicabilité d'une technologie à un site contaminé, cette dernière est rejetée par les modèles actuels de sélection si l'objectif n'est pas atteint dans un délai inférieur à la durée maximale permise pour le traitement et ce, même si cette technologie est peu coûteuse d'utilisation. Par contre, il n'est pas impensable d'imaginer l'usage de cette technologie durant une période inférieure à la durée maximale afin de diminuer à faibles coûts le

niveau de contamination. Par la suite, alors qu'il est encore temps, il suffit de changer pour une technologie plus efficace mais plus coûteuse afin d'atteindre l'objectif de restauration dans les délais imposés. La difficulté est d'identifier le moment opportun pour faire un tel changement. S'il est fait trop tôt, l'objectif sera atteint mais les coûts de traitement ne seront pas optimaux (minimums). Par contre s'il est fait trop tard, la seconde technologie ne disposera pas d'assez de temps pour atteindre l'objectif. Il est de plus important de noter l'influence du choix de la première technologie sur l'ensemble des technologies possibles en second lieu. L'éventail de cet ensemble est fonction de l'irréversibilité de la première technologie. Par exemple, si une technologie *ex situ* est utilisée en première période, toutes les technologies disponibles pour la seconde devront impérativement être également *ex situ*.

En ayant pour objectif d'identifier cette séquence optimale d'utilisation de plusieurs technologies de restauration, un modèle technico-économique est développé considérant à la fois l'efficacité des technologies, l'incertitude sur le niveau initial de contamination de même que des paramètres économiques, tels que les coûts d'application d'une technologie et les bénéfices associés à un site. Il est à noter que comparativement aux modèles évoqués précédemment, la transition de l'état initial à l'état final n'est pas basée uniquement sur le risque associé à l'alternative retenue, c'est-à-dire son efficacité, mais également à l'incertitude entourant la connaissance initiale du niveau de contamination du site.

Le développement du modèle est réalisé en deux étapes. Dans la première, les notions d'incertitude face à la situation réelle du site, d'efficacité d'une technologie à atteindre un état (soit une distribution de probabilités de différents niveaux de contamination) à partir d'une situation donnée et de report de la sélection de la technologie dans le but d'accroître les connaissances entourant la situation réelle du site sont incorporées à une analyse

coûts-bénéfices. La mise en place d'un modèle d'évaluation technique et économique considérant uniquement une technologie de restauration et n'allouant aucune révision de la sélection (modèle à une seule période) conclue cette première étape. La réponse du modèle à cette étape est la valeur espérée de la restauration d'un site par une technologie donnée. Il s'agit de la somme pondérée de la valeur d'une analyse coûts-bénéfices pour l'atteinte de tous les états possibles suite à l'application de la technologie considérée. La pondération représente la double incertitude considérée dans le modèle, soit la situation initiale du site et l'atteinte d'un état final.

Dans la seconde étape, le modèle d'évaluation technico-économique de l'utilisation d'une technologie est maximisé à deux reprises. Premièrement, afin de démarquer ce modèle d'une catégorie de modèles existants, la valeur espérée de la restauration est maximisée par le choix de la technologie à utiliser. Le modèle se présente donc comme une structure de comparaison de la valeur espérée de la restauration permettant d'identifier l'alternative de restauration optimisant cette valeur. Suivant l'idée bien établie par plusieurs auteurs que l'acquisition d'information permet de réduire l'incertitude entourant le processus de décision et ainsi favorise le choix de la meilleure technologie, une phase de caractérisation supplémentaire est ajoutée au modèle et ce, avant le choix de la technologie. L'hypothèse est faite que cette information additionnelle révèle avec exactitude le niveau de contamination sur le site. Cette acquisition modifie le modèle en deux points. Dans un premier temps un coût d'acquisition d'information est ajouté et considéré avant l'incertitude sur la situation du site. Ceci signifie que ce coût est fixe et s'applique à tous les scénarios découlant de ce choix d'acquérir de l'information et ce, peu importe leurs probabilités d'occurrence. Dans un second temps, puisque cette information est parfaite, le décideur connaît la véritable situation du site avant d'effectuer son choix de technologie et il est donc en mesure, suite à l'acquisition d'information, de maximiser le choix de la technologie pour chaque situation possible du site. Ceci implique dans la notation mathématique du modèle

une inversion entre la maximisation de la valeur espérée par choix de la technologie et la prise en considération des différentes probabilités d'occurrence des situations. La deuxième maximisation dont il est question dans cette seconde étape du développement du modèle réside dans le choix, en début de période, entre une prise de décision basée sur les connaissances initiales (première forme du modèle) ou une autre appuyée par une information additionnelle révélant la situation réelle (seconde forme du modèle). Le modèle compare également à ces deux approches, une troisième correspondant à n'entreprendre aucune action de restauration sur le site et en obtenir les bénéfices s'il y a lieu. Cette troisième approche est retenue lorsque la valeur du site au moment de l'évaluation est supérieure à la valeur espérée nette suite à un traitement avec ou sans acquisition d'information. Le modèle se résume donc en la maximisation de trois valeurs: deux espérées, la première obtenue par la sélection de la meilleure technologie peu importe la situation réelle, et la seconde par la sélection de la meilleure technologie pour chaque situation possible et une troisième représentant le statut quo.

Jusqu'à ce point, le modèle permet au décideur d'identifier la technologie la plus appropriée pour restaurer un site donné et s'il faut acquérir plus d'information ou non avant de choisir le mode de traitement du site. Le modèle est développé davantage pour permettre au décideur de revoir son choix après une période de temps prédéterminée par ce dernier. Ainsi, à la suite de la décision de l'alternative la plus avantageuse pour la restauration du site, de la sélection de la technologie à appliquer sur le site, de la simulation de son application (durant une première période) pour en déterminer ses conséquences (nouveaux états possibles), le modèle permet au décideur de réévaluer son choix selon l'information qu'il aura obtenue durant la phase de suivi de l'application de la technologie. Il est question ici d'une application théorique puisque la simulation du modèle est réalisée avant la première intervention sur le site. À l'aide de ces nouvelles connaissances quant au nouvel état du site, le décideur se retrouve dans un contexte

décisionnel similaire à celui de la première période. Ainsi en modifiant les bénéfices en fin de période par la valeur espérée de l'application de la technologie optimale une période plus tard, le modèle devient multiphase et récursif puisqu'il fait appel à sa propre structure mais évaluée avec une période de moins. Le nombre de périodes considérées dans une simulation dépend de la durée maximale permise de la restauration et de la durée d'une période ou du délai avant de permettre au décideur de revoir son choix.

L'ensemble de ce développement du modèle technico-économique fait l'objet du premier article soumis pour publication et formant le CHAPITRE 5 dans cette thèse.

4.2 Validation de l'application des concepts économiques au processus de sélection d'une technologie de restauration

Suivant la méthodologie proposée en introduction de cette thèse, l'étape venant à la suite du développement du modèle technico-économique est un essai en vue d'identifier son comportement selon différentes variations. Avant d'entreprendre la simulation complète de la restauration d'un site, il est jugé nécessaire d'étudier la faisabilité de résolution du modèle.

Pour ce faire, l'utilisation du modèle est entreprise à l'aide d'une série de valeurs représentant un site hypothétique. L'idée à ce stade de la conception d'un modèle d'aide à la gestion de la restauration d'un site n'est pas d'obtenir une stratégie de restauration spécifique pour un site, mais bien d'observer la variation de la réponse selon différentes fluctuations dans les paramètres du modèle. C'est pour cette raison que le contexte de restauration est relativement simple. L'état du site représente la distribution de probabilités de trois situations possibles, soit trois plages de contamination aux hydrocarbures pétroliers. Les limites de ces dernières sont fixées en accord avec les critères génériques du ministère de l'Environnement du Québec (1999b), soit

la plage A-B représentant une contamination en hydrocarbures pétroliers inférieures à 700 mg/kg de sol, la plage B-C représentant une contamination entre 700 et 3 500 mg/kg et la plage supérieure au critère C représentant une contamination au-delà de 3 500 mg/kg. Trois différents états sont considérés pour représenter l'ensemble de tous les états possibles, soit l'état initial dont la situation la plus probable a un niveau de contamination supérieur au critère C, un état dont le niveau de contamination de la situation la plus probable est dans la plage B-C et un état dont la seule situation ayant une probabilité d'occurrence non nulle a une concentration inférieure au critère B. L'ensemble des technologies disponibles lors de la première période est composé de la bioventilation *in situ*, considérée comme réversible, et du traitement en biopile, considéré comme irréversible. Ces deux technologies sont présentées en Annexe 3. Le traitement en biopile assure l'atteinte de l'état associé à la plus faible contamination et ce, peu importe le niveau de contamination initial. La bioventilation *in situ* pour sa part a une efficacité plus faible et n'assure pas l'atteinte de cet état minimum si la situation initiale est la plus contaminée. Dans pareil cas, il y a une probabilité non nulle (le complément de l'efficacité) que l'état final après une période d'utilisation de la bioventilation *in situ* soit celui dont la situation de contamination dans la plage B-C est la plus probable. Par contre, si la situation initiale est associée à la plage B-C, la bioventilation *in situ*, tout comme le traitement en biopile, assure l'atteinte de l'état associé à la plus faible contamination (celui dont la situation de contamination inférieure au critère B a la probabilité la plus grande). De plus, les coûts de traitement par bioventilation *in situ* sont fixés au tiers de ceux pour le traitement par biopile selon les ordres de grandeurs des coûts pour ces deux technologies (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a; Stanin et al., 1996). Ce choix pour cette démarcation économique entre les deux technologies est par la suite assoupli par une étude sur le ratio entre les deux coûts de traitement. Finalement,

la durée maximale de la simulation est fixée à deux périodes, soit une possibilité pour le décideur de revoir son choix.

La simulation de la restauration de ce site par le modèle génère 38 scénarios, pouvant être regroupés en 25 stratégies. La première analyse de ces résultats porte sur les valeurs réelles et espérées de chaque scénario (la dernière étant simplement le produit entre la valeur réelle et la probabilité d'occurrence du scénario). Il en ressort que les scénarios ayant de grandes valeurs réelles ont de faibles valeurs espérées puisqu'ils sont associés à l'utilisation de la bioventilation *in situ* (faibles coûts et faibles efficacités) pour l'atteinte de l'état dont la situation la plus probable est la moins contaminée (bénéfices élevés). Devant une telle observation, la valeur espérée des stratégies ainsi que l'écart-type, représentant l'étendue des valeurs réelles des scénarios autour de la valeur espérée de la stratégie qu'ils composent, sont observées. Les stratégies ayant les plus grandes valeurs espérées ont également de très faibles écart-types, ce qui signifie que les valeurs des scénarios qui les composent sont homogènes. De plus, les scénarios à la base de ces stratégies sont ceux identifiés précédemment comme ayant de faibles probabilités d'occurrence. Une première recommandation pour maximiser la valeur de la restauration d'un site est tirée de ces observations. En raison du caractère probabiliste d'un scénario, un décideur ne peut retenir le scénario ayant la valeur la plus favorable pour lui. Il doit nécessairement suivre une stratégie de valeur satisfaisante pour lui et dont l'écart-type est relativement faible afin de s'assurer d'obtenir une valeur réelle avoisinant la valeur de la stratégie et ce, peu importe le scénario qui se réalisera.

Une des trois approches maximisant la valeur espérée de la stratégie de restauration est l'acquisition d'information supplémentaire précédant le choix de la technologie. Si le décideur est en mesure de connaître avec exactitude la situation du site avant de sélectionner la

technologie, il n'est pas impensable d'imaginer qu'il soit en mesure de concevoir un traitement mieux adapté au niveau réel de contamination et par le fait même moins coûteux. La simulation du site est reprise pour en identifier l'influence d'une variation dans les coûts des technologies lorsqu'il y a acquisition d'information. Les coûts dans l'approche sans acquisition d'information demeurent inchangés tandis que ceux dans l'approche avec acquisition sont réduits de 5 %, 20 % et 50 % par rapport à leur valeur d'origine. Pour les stratégies nécessitant une acquisition d'information, leurs valeurs espérées augmentent avec la réduction des coûts de traitements. Ceci amène deux nouvelles recommandations. Premièrement, si plusieurs types d'acquisition d'information sont disponibles, celui réduisant le plus les coûts de traitement doit être privilégié. Deuxièmement, un décideur doit chercher à acquérir de l'information avant de choisir la technologie puisque théoriquement, c'est-à-dire si les coûts d'acquisition d'information ne sont pas trop élevés, l'approche en certitude génère des stratégies ayant des valeurs espérées plus grandes et des écart-types plus faibles que l'approche en incertitude.

Finalement, une troisième analyse est conduite cette fois sur l'influence de la variation du ratio de coûts des deux technologies sur la valeur espérée de la stratégie optimale. Pour ce faire, les coûts du traitement par bioventilation *in situ* sont augmentés progressivement à chaque simulation jusqu'à en dépasser les coûts du traitement en biopile. Le coût d'acquisition d'information dans ces simulations est fixé de façon à ce qu'il soit avantageux pour le décideur de connaître la situation réelle du site en début de seconde période. L'évolution décroissante de la valeur espérée de la stratégie optimale connaît deux ralentissements avec l'augmentation du ratio des coûts du traitement par bioventilation *in situ* sur le traitement en biopile. Avant le premier point, la bioventilation *in situ* apparaît tellement économique comparativement à la biopile que peu importe la situation réelle qui est révélée au décideur après l'acquisition d'information, la bioventilation *in situ* s'avère la plus avantageuse. Au-delà du second point

(ratio de 1), la biopile est la technologie privilégiée puisque la bioventilation *in situ* est plus chère et moins efficace que le traitement en biopile. Finalement, entre ces deux points, il y a une influence combinée des coûts de bioventilation *in situ* et de biopile puisque le choix de la technologie au début de la seconde période dépend de la situation réelle qui est révélée au décideur suite à l'acquisition d'information. Plus les coûts de la bioventilation *in situ* se rapprochent de ceux de la biopile, plus la valeur espérée de la stratégie optimale diminue et se rapproche de la valeur lorsque seul le traitement en biopile est utilisé peu importe la situation. Une quatrième recommandation est tirée de cette analyse. Le décideur doit opter pour la technologie la moins chère lorsque le ratio entre les coûts des deux technologies est dans les extrêmes, soit près de zéro ou plus grand que l'unité. Pour un cas d'une valeur intermédiaire du ratio, la simulation technico-économique de la restauration prend tout son sens puisqu'elle permet d'observer les changements de technologies suite à l'acquisition d'information.

Ces quatre recommandations, résultant de diverses simulations à l'aide du modèle technico-économique, peuvent être considérées comme des éléments de base permettant à un décideur de développer une stratégie de restauration maximisant les bénéfices nets espérés du traitement. La présentation des résultats de ces simulations et l'élaboration de ces recommandations font l'objet du deuxième article présenté au CHAPITRE 6.

4.3 Attribution d'une valeur positive à la restauration d'un site par une nouvelle approche de gestion environnementale

En raison des hypothèses simplificatrices entourant l'efficacité et les coûts des technologies ainsi que la définition des états du site, les simulations du second article ont permis d'observer le comportement de la valeur espérée de la stratégie optimale de restauration suite à des variations

dont les effets étaient somme toute prévisibles. Devant le bon comportement du modèle technico-économique, baptisé METEORS à partir du troisième article, il est apparu important de pousser plus loin la complexité des simulations afin d'observer dans un premier temps tout le détail que peut fournir la réponse du modèle, soit la valeur espérée de la stratégie mais également l'ensemble du processus de décision qui lui est associé, et dans un second temps de proposer une nouvelle approche en gestion de la restauration environnementale dans le but de maximiser la valeur de la décontamination d'un site.

Pour ce faire, la simulation de la restauration d'un site dont uniquement le sol est contaminé au diesel fut effectuée. Comme précédemment, la bioventilation *in situ* et le traitement en biopile sont les deux technologies disponibles pour diminuer le niveau de contamination sur le site. Une collecte d'information a permis d'amasser les données nécessaires au modèle. Les paramètres physiques et chimiques du sol de même que les niveaux de contamination en différents points proviennent d'un terrain contaminé au diesel et sur lequel un traitement par biopile est actuellement en vigueur. Une description de ce site est fournie à l'Annexe 2. Les données relatives à l'efficacité des deux technologies, de même que leurs dimensionnements pour le site à traiter et leurs coûts d'application sont présentés à l'Annexe 3. L'efficacité du traitement en biopile, de par la possibilité d'ajuster facilement les paramètres du procédé comparativement à la bioventilation *in situ*, est encore fixée à 100 % pour l'atteinte de l'état associé à la situation la plus faiblement contaminée et ce, peu importe la situation initiale. Pour ce qui est de la bioventilation *in situ*, une efficacité maximale est évaluée compte tenu de la valeur réelle de huit paramètres propres au site et pondérés entre eux pour respecter le degré d'importance de chacun (voir l'Annexe 1 pour la pondération des paramètres). À chaque période dans la simulation, l'efficacité réelle de la bioventilation *in situ* est évaluée en diminuant cette valeur maximale par un facteur représentant la charge en contaminant à retirer afin de passer d'une situation initiale à

un état final. Selon une rétrospective d'études de cas (Downey et al., 1995; Air Force Center for Environmental Excellence, 1996), un enlèvement annuel de 50 % de la charge en contaminant par bioventilation *in situ* est considéré comme faisable. C'est-à-dire que si l'enlèvement annuel pour passer d'une situation à un état donné est inférieur à 50 %, l'efficacité de la bioventilation *in situ* est équivalente à sa valeur maximale pour le site considéré. Sachant que le taux maximal d'enlèvement pour la bioventilation est de 95 % (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a), l'efficacité de la bioventilation *in situ* décroît exponentiellement de sa valeur maximale à zéro pour un taux d'enlèvement annuel compris entre 50 et 95 %. Au-delà de cette valeur, l'efficacité est nulle. La section A 3.1.2 en Annexe 3 présente un exemple d'évaluation des efficacités de la bioventilation *in situ* à restaurer un site d'une situation donnée jusqu'à un ensemble d'états possibles. Les coûts d'utilisation des deux technologies sont divisés en deux catégories, soit les coûts fixes et les coûts variables récurrents à chaque période d'utilisation d'une technologie. Les coûts des deux technologies sont établis selon les quantités d'équipements, de main-d'œuvre et de matériel déterminées lors de la conception et du dimensionnement et nécessaires à l'installation, l'opération, le suivi et la fermeture du site déterminé. À l'aide d'une liste de coûts unitaires pour ces différents éléments (ECHOS, 2000a; ECHOS, 2000b), les coûts fixes et variables des deux technologies sont déterminés. Ces coûts sont présentés aux sections A 3.1.4 et A 3.2.3 de l'Annexe 3 respectivement pour la bioventilation *in situ* et le traitement en biopile. Les coûts associés à l'acquisition d'information supplémentaire correspondent aux produits des coûts d'échantillonnage et d'analyse d'un échantillon par le nombre total d'échantillons requis pour être en certitude. La section A 5.1 en Annexe 5 présente l'évaluation du nombre d'échantillons minimum pour obtenir la certitude sur la situation du site ainsi que l'évaluation économique de cette acquisition d'information. Finalement, en raison de la dispersion des échantillons sur le site, des outils de simulations

géostatistiques sont utilisés afin de mettre en place les probabilités d'occurrence des différentes situations possibles formant un état. L'Annexe 4 présente la méthodologie utilisée et basée sur la géostatistique pour établir l'état d'un site.

À l'aide de ces données, deux séries de simulations sont réalisées sur les deux seules variables qui ne sont pas fixées par les technologies ou par les paramètres du site, soit les bénéfices associés à la restauration du site et la durée maximale permise pour la restauration. La première est considérée comme fonction de l'état du site au moment de l'évaluation. Il peut s'agir de bénéfices découlant de la réalisation d'un projet sur le site après sa restauration complète ou partielle. Si l'état est caractérisé par la situation de faible contamination (signifiant que c'est cette situation qui a la plus grande probabilité d'occurrence), les bénéfices sont maximums. En considérant qu'il y a moyen d'adapter le projet selon le niveau final de contamination et si c'est la situation de contamination moyenne qui caractérise l'état, les bénéfices sont de moitié. Ils sont nuls si l'état est associé à la situation de forte contamination. La seconde variable limite le nombre de périodes (d'une durée chacune d'un an) durant lesquelles le modèle est appliqué. Douze différentes valeurs de bénéfices, variant de faible à forte, et six différentes durées maximales, de 1 à 5 ans plus une durée illimitée sont simulées pour un total de 17 simulations.

Dans un premier temps, l'analyse d'une de ces 17 simulations (contrainte de trois ans et bénéfices moyens) permet d'observer dans la stratégie optimale de restauration, les nuances dans le processus de décision selon l'état du site tout au long des trois périodes de décisions. Compte tenu des coûts élevés d'acquisition d'information supplémentaire pour l'ensemble des simulations, celle-ci est la seule présentant un avantage économique à diminuer l'incertitude sur la situation réelle du site durant le processus de décision. Toutes les décisions dans cette stratégie optimale, à l'exception d'une, sont orientées vers la sélection de la technologie

réversible. Ceci permet de mettre en lumière la valeur d'option établie par Arrow and Fisher (1974) comme étant le gain à choisir une action réversible lorsqu'il y a incertitude sur le futur et possibilité d'acquérir de l'information (dans ce cas-ci par le suivi de la technologie réversible). Ramani and Richard (1993) ont démontré que l'effet d'irréversibilité, c'est-à-dire la présence d'une valeur d'option, ne peut pas être présumé lorsque les probabilités d'atteindre un état futur dépendent des actions qui sont prises pour s'y rendre, ce qui est le cas en restauration puisque l'efficacité d'atteindre un état dépend de la technologie utilisée. L'observation de l'effet d'irréversibilité dans les simulations réalisées positionne METEORS comme un modèle nécessaire, dans ce contexte de probabilités endogènes à la décision, à l'identification de la présence d'une valeur d'option positive et à l'incitation pour un décideur à conserver une flexibilité dans son processus de décision pour être en mesure de l'adapter dans le futur, si besoin il y a, selon l'information qu'il obtiendra de l'évolution du traitement.

L'observation de la valeur espérée de la stratégie optimale de restauration de chacune des 17 simulations permet d'établir qu'elle croît avec l'augmentation des bénéfices annuels et qu'elle augmente également, jusqu'à atteindre un plateau, avec la diminution des contraintes de temps, soit une augmentation de la durée permise de restauration. Également, un indice de risque est développé afin de quantifier la variation de la valeur réelle des scénarios par rapport à la stratégie et de comparer différentes stratégies entre elles. Cet indice est le rapport entre l'écart-type des valeurs des scénarios composant la stratégie et la valeur de la stratégie. Plus le ratio est faible, plus la valeur des scénarios est similaire à celle de la stratégie et donc, plus le risque d'obtenir une valeur réelle différente de la valeur espérée de la stratégie optimale est faible. Cet indice, pour les 17 simulations, diminue avec l'augmentation des bénéfices annuels et l'augmentation de la durée maximale permise. L'influence des deux variables manipulées sur la valeur de la stratégie optimale et l'indice de risque permet d'établir une nouvelle approche en

matière de gestion de la restauration environnementale intitulée la proaction. En effet, en décidant de restaurer un site avant d'en être contraint par la réglementation, un gestionnaire possède un échéancier plus grand pour la réalisation de la restauration. Il se situe donc dans un cas générant une grande valeur pour la stratégie optimale de restauration et un faible indice de risque. Également, en étant proactif, le décideur est en mesure de planifier le projet de post-restauration du site, c'est-à-dire le projet qui sera réalisé sur le site après la restauration et qui générera des bénéfices. Il se situe ainsi dans le second cas favorisant une grande valeur pour la stratégie optimale de restauration et un faible indice.

L'étude approfondie de la stratégie optimale de restauration et la mise en place de cette proaction en matière de gestion de la restauration sont le sujet du troisième article de cette thèse présenté au CHAPITRE 7.

CHAPITRE 5 A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy- Part A: Theory

Le présent chapitre est exclusivement une copie de l'article intitulé « A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy- Part A : Theory », accepté en mars 2002 pour publication dans *Environmental Management*. Les auteurs de cet article sont messieurs Gontran Bage, Bernard Sinclair-Desgagné et Réjean Samson.

5.1 Abstract

A technico-economic model is developed to select an optimal strategy for the remediation of a contaminated site, and to determine the value of this remediation strategy. The model is an extension of actual cost-benefit analysis, with consideration of "irreversible" remediation technology choices, technology effectiveness, and uncertainty on the site level of contamination. The model considers the possibility of reducing uncertainty by both acquiring more and better information on the level of contamination, and by offering the decision-maker the opportunity to re-evaluate its decision and switch to a more appropriate technology. We believe that this model will help decision-makers in the selection of a remediation strategy by presenting all potentially feasible strategies, and how uncertainty on the site level of contamination affects these strategies.

KEY WORDS: Site Remediation; Uncertainty; Data Acquisition; Technology Selection; Real Options Valuation; METEORS

This paper is the first of two describing a modified approach to the evaluation and selection of strategies for the remediation of contaminated sites.

The selection of remediation strategy at a contaminated site is a difficult task. A poor selection of remediation technology could result in failure to meet environmental standards and/or budgetary constraints. Facing this complex task, decision-makers often make non-optimal choice by selecting the most radical technology, which could be the most expensive; to make sure remediation objectives are achieved. As an example, based on the 1996 Quebec environment ministry's database on contaminated sites (Ministère de l'Environnement du Québec, 2000), including 1870 sites of which more than 70% were contaminated with petroleum products, containment was still the most utilized technology, despite the growing number of alternative remediation technologies. Remediation had been completed or was in progress on only 294 sites; of these, bioremediation had been applied to only 51 sites (US data regarding the type of treatment mostly used may be found for example in both Davis et al. (1995) and Hamilton and Viscusi (1999)). Time requirements and uncertainty surrounding the feasibility of bioremediation may explain the continuing popularity of containment. In this context of high uncertainty and risky choices, decision-makers need tools to help them selecting the most appropriate and cost-effective technology.

Cost-benefit analysis provides a starting point for making decisions regarding the remediation of contaminated sites. In practice, the majority of site remediation projects are evaluated through partial cost-benefit analysis. There are quantifiable costs of remediation, and quantifiable benefits such as sale or development of a remediated site. Even if other type of benefits can occur from a site remediation, societal benefits such as avoidable ecological or human health effects, their valuation can be a complex task (Hanley and Spash, 1993; Hanley et al., 1997) and

not recognized as meaningful by everyone (Pearce and Seccombe-Hett, 2000; Sagoff, 2000). For such reasons, benefits considered in the article are those associated to the one that incurs the remediation costs. However, simple cost-benefit analysis is an inadequate tool. It does not account for important aspects of remediation decision-making, such as uncertainty, technology effectiveness, technology irreversibility and future consequences of implementing a particular remediation technology, such as a reduction in the set of available technologies for a technology switch during the remediation process. This set reduction could occur if the technology used before the switch has modified permanently the site, such as the excavation does by removing all *in situ* technologies from the set of available ones. In recent years, a number of new decision tools have been developed as alternatives to simple cost-benefit analysis for remediation decision-making.

Some of the new decision tools help to screen for the technical selection of the most appropriate remediation technologies for specific site and contamination characteristics (Ram et al., 1993; U.S. Environmental Protection Agency, 1995a; Leeson and Hinchee, 1997). However, these decision tools are purely technical; a separate analysis would have to be conducted to evaluate the economic aspects.

Hansen et al. (1998) and, previously, Wolka (1997) have used a multi-decision criteria to classify different actions to remediate contaminated sites arising from underground storage tanks. Each action was evaluated with regards to a cost effectiveness analysis and an incremental cost analysis. In the first one, an action is kept if and only if no other actions provide either the same level of cleanup at a lower price or a better level of cleanup at the same price or less. The second analysis evaluates how an increase in the level of cleanup will affect the cost of this cleanup. With both of these analyses, a decision-maker can identify which action

is optimal to achieve cleanup goals at the lower price. Unfortunately, uncertainty on either cost estimates or action effectiveness is not considered with these tools.

Dakins et al. (1994) considered the role of uncertainty in evaluation of the costs for remediation of PCB-contaminated harbour sediments. They compared three models: simple evaluation without uncertainty; Monte Carlo simulation to represent uncertainty (expected value of including uncertainty, EVIU); and simulation with complete information (expected value of perfect information, EVPI). The difference between EVPI and EVIU places an upper limit on the cost of data acquisition. Their results demonstrated the importance of considering uncertainty in the remediation problem.

Some models integrate technology effectiveness and costs, as well as their respective uncertainties. James et al. (1996a) developed a three-step decision framework that selects a technology, on both technical and economic grounds; determines whether additional data may alter the selection of technology; and identifies the most important data to acquire. Lepage et al. (1999) used a two-step model to determine the optimal leachate control actions for a municipal landfill: modeling of groundwater flow for each action, to evaluate its effectiveness; and cost-benefit evaluation for each action, including consideration of failure.

For the measurement of parameters with no market value, such as the preservation of a natural habitat, simple cost-benefit analysis are generally not appropriate to evaluate a site remediation, even if it is possible to transform these non-market values into market values (Hansen et al., 1998). When some solutions may be used to solve a problem affecting environmental public good having no market value, it is possible to associate a market value to this good by focusing on several attributes, one at the time. Then, using a multi-attribute decision analysis, transforming the value associated to each attribute in weighted utility, all solutions may be

ranked (Kleindorfer et al., 1993). For examples of such type of valuation, see Zio and Apostolakis (1999) and Faber and Griner (2000). As opposed to the preservation of a natural habit, the decontamination of a site has a direct market value (the site can be sold or a project can be realised on it), and so a site remediation evaluation can be developed following the axis of a cost-benefit analysis.

The objective of this paper is to bridge this gap between economic and technical decision models, by developing a technico-economic model that integrates the concepts of reversibility of a decision and uncertainty learning with basic cost-benefit analysis. Gollier et al. (2000) provide a review of these concepts. While they have so far been studied and used mostly by mainstream economists, irreversible decisions and option values are becoming increasingly relevant in engineering economics (Park and Herath, 2000; Herath and Park, 2001). Unfortunately, some adjustments are still needed to adapt these theories to the specifics of engineering applications. However, it is believed that these notions can lead to more realistic site evaluations, and to the selection of remediation strategies that are both technically and economically effective.

5.2 *Site remediation considerations and model development*

5.2.1 Site remediation technologies description

Evaluation of both technical and economical aspects of a remediation strategy requires good knowledge of remediation technologies and the differences among them.

Two major sets of technical information are needed to select the best technology: contaminant information and site information (site characteristics) (Ram et al., 1993).

Contaminant information includes contaminant properties (physical, chemical, and toxicological), as well as levels of contamination, the remediation target, and the time limit to

achieve the remediation target. Knowledge of contaminant properties permits a screening of the available technologies. For example, for a low-volatile contaminant, bioventing might be an appropriate choice, but soil-vapour extraction would not. Levels of contamination and the remediation target also influence the choice of a technology. For example, bioventing cannot remove more than 95% of total petroleum hydrocarbon concentration (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a).

Site information encompasses a wide range of physical, chemical, hydrogeological and microbiological properties, such as moisture content, soil pH, soil temperature, groundwater table depth, soil permeability, and the presence of indigenous microbes capable of degrading the contaminant. These properties play a large role in determining the effectiveness, and even the viability, of a particular technology (Hinchee, 1994; Gruiz and Kriston, 1995; U.S. Environmental Protection Agency, 1995c; Stanin et al., 1996; Leeson and Hinchee, 1997; von Fahnestock et al., 1998). Consequently, site information is critical to the choice of technology. For example, neither soil-vapour extraction nor bioventing would be appropriate choices for a site with very low soil permeability.

A critical distinction must be made between *ex-situ* and *in-situ* remediation technologies, which differ significantly in terms of design flexibility and impact of technology choice on future decisions.

Ex-situ technologies allow for greater control over treatment processes. Excavated soil can be segregated into piles of similar contaminant concentration. Soil parameters can be significantly modified (for instance, the addition of wood chips to increase the gas permeability of a biopile). Treatment equipment, such as the aeration system under a biopile, is less difficult to install and

more adaptable during operation. A further advantage is the large amount of information about contaminant and site characteristics that can be obtained during the excavation process.

In-situ technologies, in contrast, generally allow for less control over treatment processes. Only limited adjustments can be made to soil parameters (such as pH or nutrient concentrations). Treatment equipment, such as the well system required for bioventing, is more difficult to install and less adaptable during operation. Without excavation, relatively less information can be obtained about contaminant and site characteristics.

The concept of irreversibility applies to any choice of remediation technology. Pioneering work on irreversible decisions was performed by Arrow and Fisher (1974) and Henry (1974a). Arrow and Fisher (1974) characterized an irreversible development (decision or realisation) as one for which the cost of reversing the decision is infinite. Henry (1974a) observed that an irreversible decision limits the range of future options. In the context of this paper, a decision to implement an *ex-situ* technology, requiring excavation, is considered as an irreversible decision. Once material has been excavated, the option of *in-situ* remediation for that material is permanently eliminated. In contrast, a decision to implement an *in-situ* technology preserves the option to switch either to a different *in-situ* technology, or to an *ex-situ* technology, later. Given a high degree of uncertainty about both level of contamination and the effectiveness of a technology, significant value attaches to preserving a larger range of future options.

There are two important advantages to a strategy of preserving options. The obvious advantage is the potential to implement an alternative technology if the initial technology selection is unsatisfactory, for instance, if it does not achieve the remediation target. Another advantage is the potential for management of the remediation process through sequential selection of technologies, as illustrated in Figure 5-1. Consider two technologies, X and Y. Technology X is

less effective in terms of its ability to reduce contamination level as a function of time, and is not capable of achieving the remediation target within the time limit (Figure 5-1A). However, Technology X has a lower operating cost, and is also reversible. It may therefore be possible to reduce overall cost using a strategy of sequential implementation of Technologies X and Y (Figure 5-1B). In the first phase of remediation, a significant reduction in contamination level can be achieved with Technology X. In the second phase of remediation, Technology Y can be implemented in place of Technology X. The timing of the switch depends on the declining rate of reduction of contamination level achieved with Technology X, and the need to achieve the remediation target within the time limit.

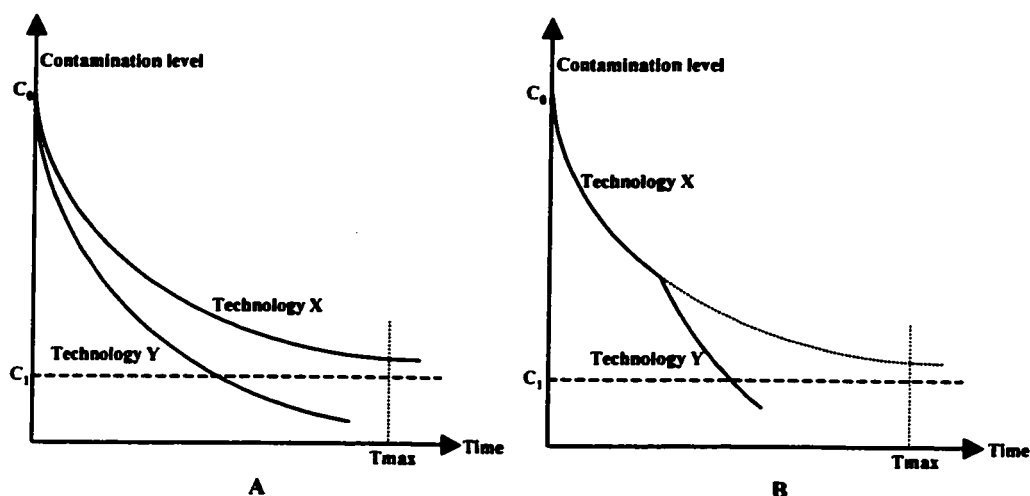


Figure 5-1 Combination of remediation technologies

In the model development presented in the following sections, a key distinction must be made between site situation and site state. Site situation (s) refers to a given level of contamination at the site; S is the set of all levels of contamination. Site state q is a vector which refers to the decision-maker's knowledge as represented by the probability distribution of all site situations; each element $q(s)$ is the probability of site situation s . Q is the set of all possible site states.

5.2.2 The standard approach

The decision-making models presented in this section are rigid, in the sense that they do not allow for any change in selection of technology during the remediation process.

The simplest decision-making model that can be applied to a choice of remediation technology is a benefit-cost analysis, as shown in equations 5-1 and 5-2. Equation 5-2 defines the discount rate applied on the site value $R(q')$. The decision criterion for this model is the value of the difference between benefits and costs.

$$w_1(s) = -C(s, t) + \alpha \cdot R(q') \quad (5-1)$$

$$\alpha = \frac{1}{(1+i)^t} \quad (5-2)$$

The value of the discount rate i controls the importance of future income in evaluation of the site remediation. A large value of i implies a low value of future income. This value depends on the decision-maker's perspective. From the perspective of a site owner, the value of the discount rate i should approximate the interest rate. From a broader perspective, a large value of i may excessively discount the future value of the site to the future public, particularly when environmental considerations are taken into account. In such cases, i should have a small value. The model discussed in this paper allows for a discount rate that reflects either perspective. For a discussion of this issue, see Weitzman (1994).

The variable $R(q')$ can be evaluated as either the market value of the site, or the value of a project that could be realized on the site. Consideration of the latter case will result in higher evaluations of $R(q')$ and $w_1(s)$. The type of project that can be realized is a function of the site situation (i.e., the contamination level) or, on a more general context, of the state of the site if

there are some uncertainties on the real site situation. A lower contamination level is generally required for a residential project than for an industrial project.

Most of remediation technologies generally cannot guarantee that a specific remediation target will be achieved. From a given initial site situation s , a number of unknown lower levels of contamination can be achieved. The probability distribution of these lower levels of contamination is the post-remediation site state q' . The usefulness of equation 5-1 is limited because it fails to account for the uncertainty represented by q' . A common procedure for dealing with such uncertainty is to apply a conditional probability to a future event or payoff (Crowl and Louvar, 1990). This approach is used in cost-benefit analysis of engineering projects, or in the evaluation of equipment failure in consequence analysis. Using this approach, equation 5-1 can be modified to consider the probability of attaining, from an initial site situation s , an unknown site situation belonging to the state q' . It is assumed that the probability of attaining a given state situation from a given initial site situation depends only on the effectiveness of the technology, which in turn depends on many site characteristics. For mathematical representation, the set of states $Q(s)$ is considered to be continuous.

$$w_2(s) = -C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q'|s,t) R(q') dq' \quad (5-3)$$

In equation 5-3, all possible states resulting from remediation are evaluated with respect to the effectiveness of the specific technology, and added to the total value of the project. For a finite number of possible states having a conditional probability greater than zero, the integral in equation 5-3 becomes a summation.

Equation 5-3 is an incomplete representation of the site remediation problem, because the left-hand side is a function of the site situation s , which is not generally known with certainty. At

best, the decision-maker has knowledge of the initial site state q . This implies that equation 5-3 should be modified so that the left-hand side is a function of the initial site state q , rather than the initial site situation s . However, the remediation costs $C(s,t)$ on the right-hand side are evaluated as a function of s , it is easier to evaluate these costs for a specific site situation s than for q , a probability distribution of site situations. Therefore, if the left-hand side becomes a function of q , the right-hand side must include a transition from site state q to site situation s . One approach, used in certain engineering applications, would be to assign a safety factor (i.e., an over-designed parameter to account for uncertainty), with the difficulty of choosing that factor. The approach used in this paper is to consider all possible events (American Society for Testing and Materials, 1993). The rigor of this approach depends on the care with which the list of possible events is constructed. Through consideration of all possible site situations (i.e., all elements of the vector q which describes the state of the site), and their probabilities of occurrence, the total value of the site remediation can be expressed as a weighted mean of the total value of remediation applied to each of the situations.

Under this approach, equation 5-3 is modified to yield equation 5-4:

$$W(q) = \sum_{s \in S} q(s) \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q'|s,t) \cdot R(q') dq' \right] \quad (5-4)$$

The right-hand side of equation 5-3 is preserved in the square brackets on the right-hand side of equation 5-4. The quantity in square brackets is weighted and summed for each site situation s , i.e., for each element of the set S . The weighting factor for each s is $q(s)$, which is the probability of occurrence of the specific site situation s . This provides a better approximation of the level of uncertainty that the decision-maker faces when selecting a technology. Using this

model, a decision-maker can evaluate the total value of site remediation with consideration of both the uncertainty on the site situation (level of contamination) and the effectiveness of the selected technology, meaning today and tomorrow uncertainties. In addition, the probability of occurrence of a situation allows the design of the technology, and so the remediation cost evaluation, based on a specific site situation, which is easier than one based on a site state (distribution of probabilities of occurrence for specific site situations).

5.2.3 Sequential decision-making, option values and flexible remediation scenario

In general, the process of site remediation can generate new data and reduce uncertainty on the site situation from excavation of a part of the site, from monitoring of the process, and from further site characterization. This new data may lead the decision-maker to revise the selection of technology. The decision-making models presented in the previous section do not allow for the use of any increase in knowledge during remediation; the site is represented as a state, with fixed uncertainties about the level of contamination.

In order to represent this aspect of reality, the model must allow the addition of new data in the evaluation of both technology effectiveness and remediation costs. This can be accomplished through an additional data acquisition that reduces the uncertainty on the level of contamination by revealing the real site situation. The summation of all possible situations is still necessary in the model with the additional data acquisition, equation 5-5, because by the time the decision-maker chooses to get this new information, he does not know which is the real situation. It is also necessary to consider a data acquisition cost $I(q)$, as this cost in site remediation is often non-negligible.

$$W(q) = -I(q) + \sum_{s \in S} q(s) \left[-C(s, t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s, t) R(q') dq' \right] \quad (5-5)$$

The set of possible remediation technologies considers both external considerations (such as time restrictions) and site-related considerations (such as those described above). It follows that the set of technologies may differ according to the decision-maker's level of knowledge about the site. Without any additional information about the real site situation (see equation 5-4), the decision-maker who wants to maximize the total value of the remediation has to select the most appropriate technology whichever the real situation is among all of those defined in the state of the site. Then the set of the available technologies for this selection must be made up of technologies that are appropriate to all situations defined in the state. This set of technologies, for the decision without any data acquisition, is defined as $T(q)$. On the other hand, if the technology is selected after the real site situation is revealed (after data acquisition, equation 5-5), this technology has to be suitable only for that real situation. Then for being a part of the set of available technologies, one does only have to be appropriate to the real site situation and not to its state. This set, which is function of a specific situation, is defined as $T(s)$. Then maximization of equation 5-4 and equation 5-5 by the choice of the technology belonging to the corresponding set of technologies is given by equation 5-6 and equation 5-7 respectively.

$$v(q) = \max_{t \in T(q)} \left(\sum_{s \in S} q(s) \left[-C(s, t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s, t) R(q') dq' \right] \right) \quad (5-6)$$

$$v^+(q) = -I(q) + \sum_{s \in S} q(s) \max_{t \in T(s)} \left[-C(s, t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s, t) R(q') dq' \right] \quad (5-7)$$

In each equation 5-6 and equation 5-7, the left-hand side has been changed from $W(q)$ to $v(q)$ ($v^+(q)$) (the superscript + is used to differentiate the value of remediation with data acquisition for the one without data acquisition), in order to indicate that the new equations represent a maximization of site remediation value by choice of the best technology.

Prior to acquisition of new data, the decision-maker must select the best technology for all possible site situations. This is represented by equation 5-6, which involves the maximization, by choice of technology, of the weighted remediation value. After acquisition of new data, the decision-maker better knows the real site situation, and is able to select the best technology for each possible situation of S . This is represented by equation 5-7, which is the weighted summation of a maximization, still by choice of technology of the remediation value.

A weighted summation of maximizations (second term of right-hand side of equation 5-7) is always greater than a maximization of a weighted summation (right-hand side of equation 5-6). However, this does not imply that it is always optimal to acquire additional information, due to the data acquisition costs $I(q)$ in equation 5-7. If the additional information is free, $I(q) = 0$, acquiring new information always produces the optimal decision. As $I(q)$ increases, the difference between total value with additional information and without additional information decreases, eventually becoming negative. When the difference is positive, the decision-maker prefers the acquisition of additional information prior to technology selection. When the difference is negative, the decision-maker prefers to select a technology under conditions of uncertainty.

Some authors have studied the effect of obtaining additional information, prior to a decision, on the decision-maker's attitude (Arrow and Fisher, 1974; Henry, 1974a; Epstein, 1980). They suggest that a decision-maker who intends to obtain additional information in the future should

make reversible rather than irreversible decisions. Gollier et al. (2000) suggest that actual decisions are controlled or influenced if the decision-maker knows that the set of available decisions will be reduced in the future, and the future has value for the decision-maker. Henry (1974b) introduced the concept of an option value, which can be defined as the value (positive, negative, or zero) of postponing an irreversible decision. Applying these general conclusions to the site remediation problem, with its uncertain site situation, one could suggest that the decision-maker's best strategy would be to select the most reversible technology. Such a strategy would retain the maximum number of future technology options. In particular, the decision-maker would retain the more expensive and irreversible option of excavation and *ex-situ* treatment, should the reversible technology fail to achieve the remediation goals. However, this strategy is only valuable if the decision-maker will have the future opportunity to re-evaluate the decision. Otherwise, the strategy should be to select the best technology (reversible or irreversible) at the first and only decision stage.

A multi-stage model is required to represent the option value implied by the distinction between irreversible and reversible remediation technologies. Each stage contains a decision component followed by a payoff component resulting from the decision (Birge and Louveaux, 1997). The payoff component is the change in the site situation. The site state at the beginning of a stage is q , changing to q' at the end of a stage. So at the end of a stage, the decision-maker is facing the same kind of problem as at the beginning of it. The multi-stage model (equation 5-8) is written as a recursive model of the maximization of the three alternatives available to the decision-maker at the beginning of a new stage:

1. selecting a technology based on *a priori* information (equation 5-6);
2. acquiring new information and then selecting a technology (equation 5-7);

3. no further action.

Each of these alternatives is respectively represented by a line on the right-hand side of equation 5-8 that has been named METEORS (*Model for Evaluation of Technically and Economically Optimal Remediation Strategy*).

$$V_n(q) = \max \left\{ \begin{array}{l} \max_{t \in T(q)} \left[\sum_{s \in S} q(s) \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) V_{n-1}(q') dq' \right] \right] \\ -I(q) + \sum_{s \in S} q(s) \max_{t \in T(s)} \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) V_{n-1}(q') dq' \right] \\ R(q) \end{array} \right. \quad (5-8)$$

$$\text{with } V_0(q) = R(q)$$

The recursive solution of equation 5-8 is achieved when the no-further-action alternative returns the maximum value. This corresponds to $n = 0$ and $V_0(q) = R(q)$. It represents the decision either to not undertake any remediation at the site (for example, due to lack of any effective technology), or to stop remediation work (for example, due to achievement of remediation goals). Note that such a decision must respect regulatory constraints, as well as the technico-economic considerations embedded in equation 5-8.

The model of equation 5-8 is a more complex and more general representation of the site remediation problem. The simpler models presented in this paper are special cases of equation 5-8. For example, $R(q') > R(q)$, $n = 1$ and $I(q) \rightarrow \infty$, equation 5-8 collapses to the more-familiar form of equation 5-4.

5.3 *Conclusion*

The multi-stage model presented here is a direct application of the irreversibility principle introduced by Arrow and Fisher (1974) and Henry (1974a). It is valuable as a conceptual tool, and is amenable to computer implementation. The model integrates technical and economic evaluations of the remediation into a single value: the total cost of the optimal combination of site remediation technologies. It highlights critical areas on which decision-makers should focus when selecting a remediation technology: the trade-off between effectiveness and expense, the influence of uncertainty on the optimal strategy, and the value of collecting additional data. The model not only points out the most appropriate remediation technology for a given site, it helps the decision-maker to build a remediation strategy, which include a sequence of technologies to be used and data acquisitions (characterization) at specific stages.

CHAPITRE 6 A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy- Part B: Model application

Le présent chapitre est exclusivement une copie de l'article intitulé « A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy- Part A : Model application », accepté en mars 2002 pour publication dans *Environmental Management*. Les auteurs de cet article sont messieurs Gontran Bage, Bernard Sinclair-Desgagné et Réjean Samson.

6.1 Abstract

Different tools, such as screening matrix or decision framework, are available to select a remediation technology to treat a contaminated site. However, unless if these methods can point out the appropriate technology in regard of the decision-maker's knowledge about the contaminated site, they are less useful to evaluate both the technical effectiveness and the cost of the remediation, and to assess different remediation strategies from either future data acquisition or the use of an irreversible remediation technology. A model developed to allow such evaluations, has been used to simulate the remediation of a virtual contaminated site. From this, four remediation recommendations have been made. These recommendations are guidelines for the build up of a remediation strategy that would both maximise the effectiveness of the decontamination and minimise its total cost.

KEY WORDS: Site Remediation; Data Acquisition; Decision Analysis; Strategy Evaluation; Real Options; METEORS

This paper is the second of two describing a new technico-economic model for the evaluation and selection of remediation strategies for contaminated sites. The first paper presents the background and rationale for the model, and traces its development (Bage et al., 2002). This paper presents an application of the model to a hypothetical site.

The growing number of remediation technologies provides more choices for the decision-maker. This is clearly beneficial, but it does make the decision-making process more complex, and suggests the need for a decision tool that integrates technical as well as economic considerations.

Economic and technical evaluations for a majority of remediation technologies, particularly in-situ technologies, are highly dependent on site-specific parameters (Committee on Innovative Remediation Technologies et al., 1997). Consequently, technology selection cannot fully rely on experience at other sites, and a decision tool must emphasise site-specific parameters.

Different decision models have been developed, and tend to emphasise either economic or technical aspects of a remediation evaluation. The economic decision models integrate concepts such as uncertainty and failure price into basic cost-benefit analysis (Davis et al., 1997; Wolka, 1997; Hansen et al., 1998; Lepage et al., 1999). Conversely, the technical decision models (Ram et al., 1993; Dakins et al., 1994; James et al., 1996a; Heger and White, 1997; Pastorok et al., 1997; Federal Remediation Technologies Roundtable, 1998) provide excellent decision frameworks for site remediation, but tend to under-emphasise the economic aspects.

Bage et al. (2002) have developed METEORS (*Model for Evaluation of Technically and Economically Optimal Remediation Strategy*) that allows a decision-maker to evaluate different remediation strategies (built from a set of available technologies), and to assess how a reduction in uncertainty regarding the site situation s (level of contamination) affects the value of the optimal remediation strategy. It is an enhancement of simple cost-benefit analysis which

incorporates technology effectiveness, uncertainty about the site situation, reduction of uncertainty by data acquisition, and the impacts of a decision on the set of future decisions that can be taken at later stages of remediation. The model is presented in mathematical form as equation 6-1; refer to Bage et al. (2002) for details of model development.

$$V_n(q) = \max \left\{ \begin{array}{l} \max_{t \in T(q)} \left[\sum_{s \in S} q(s) \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) V_{n-1}(q') dq' \right] \right] \\ -I(q) + \sum_{s \in S} q(s) \max_{t \in T(s)} \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) V_{n-1}(q') dq' \right] \\ R(q) \end{array} \right. \quad (6-1)$$

with $V_0(q) = R(q)$

6.2 *Application of the model to a hypothetical site*

6.2.1 Description of site and available remediation technologies

For the purpose of demonstrating the behaviour of the model, the hypothetical site must be highly simplified, without eliminating the essential aspects.

The site is considered homogenous with respect to chemical, physical, geological, and microbiological properties. The soil consists of a sandy clay loam, with a saturated hydraulic conductivity of approximately 10^{-3} cm/s. The water table is at a depth of 5 meters. The soil pH is neutral, and the nutrient ratio of carbon, nitrogen, and phosphorus is 100:10:1, considered optimal for bioremediation (U.S. Environmental Protection Agency, 1995b; Ministère de

l'Environnement du Québec, 1999a). Indigenous microorganisms, capable of degrading the contamination, have been shown to be present on the site.

The contamination consists of petroleum hydrocarbons, mainly diesel. The sources of contamination have been removed. A preliminary survey of the contamination has produced variable results, and the overall level of contamination (site situation) is uncertain. There are three possible site situations, based on regulatory criteria (Ministère de l'Environnement du Québec, 1999b): heavily-contaminated (>C), moderately-contaminated (B-C), and weakly-contaminated (suitable for controlled residential use) (A-B). Specific probabilities for each of these site situations have been established. After a remediation technology is applied, these probabilities will change to reflect a reduction in contamination. In addition to the hypothesis of source contamination removal, another assumption is made to establish the new site situations after each remediation period. For a given period, whichever the remediation technology is used, the concentration reduction is high enough for the probability of occurrence of the most probable situation at the beginning of that period being null at the end of it. This means that the new state of the site at the end of the period has non-null probability of occurrence for situations with lower level of contamination compared to the most probable situation at the beginning of that period.

There are no structures on the site, so that both *in-situ* and *ex-situ* technologies are appropriate.

Two remediation technologies are under consideration: bioventing and excavation and biopile treatment. These represent, respectively, the broad categories of *in-situ* and *ex-situ* technologies, and are used in this simplified example to illustrate the different influences of *in-situ* and *ex-situ* technologies on the optimal remediation strategy. Both technologies have the potential to reduce

the level of contamination, but differ in terms of the magnitude and process of contaminant reduction.

Biopile is a flexible technology that can be optimized for a wide range of soils and petroleum hydrocarbons (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a) and is most often the time considered as a final treatment because the soil must be excavated (Stanin et al., 1996). The biopile effectiveness index has been fixed in this simulation to 100%, meaning that it is guaranteed to produce a final site situation that is weakly contaminated, regardless of the original site situation. Because soil has to be excavated, biopile has been considered in this simulation as an irreversible treatment, as it is not possible to return to original, unexcavated condition of the site. In a decision process, selecting an irreversible action reduces the set of future choices (Henry, 1974a). In the case of remediation, the use of an irreversible technology (an *ex-situ* one) limits future technology choices to other irreversible technologies. On the other hand, bioventing is less flexible than biopile. Its ability to influence subsurface properties, and to influence those properties in a homogenous manner, is highly restricted compared to the latter. Consequently, the effectiveness index for bioventing has been fixed to less than 100%. The more the difference between the most probable situation before the remediation and the one that is considered after the use of the bioventing is, the less effective this technology is considered. For more details about biopile, see Lei et al. (1994), von Fahnestock et al. (1998) and Jorgensen et al. (2000); and about bioventing, see Hinchee (1994), U.S. Environmental Protection Agency (1995b) and U.S. Environmental Protection Agency (1995c).

Table 6-1 summarises the input data for simulation of the site described above. The simulation is run in two stages. There is an opportunity to review the selection of technology at the beginning of the second stage, in order to observe differences between selection of reversible

and irreversible technologies. In general, costs of irreversible technologies are greater compared to those of reversible technologies (Lecomte, 1995). In this simulation, biopile costs have been fixed at 3.3 times higher than bioventing costs, based on data in U.S. Environmental Protection Agency (1995a) and Stanin et al. (1996). The total remediation costs can be divided into fixed and variable costs. Data acquisition prior to technology selection should result in a better understanding of the site situation, a better adaptation of technology, and a reduction in variable remediation costs. This has been represented in the simulation by a reduction of 5% in remediation costs for a technology that has been selected after data acquisition.

It is assumed that the duration of the remediation will be short, on the order of a few months. The present-worth factor α has therefore been set to one (1).

Table 6-1- Parameters values used for the simulation

Parameters	Symbols	Values
site situation: heavily-, moderately-, and weakly-contaminated	$s1, s2, s3$	
initial state of the site	$q(s1, s2, s3)$	70 %, 25 %, 5 %
intermediate state of the site	$q'(s1, s2, s3)$	0 %, 80 %, 20 %
final state of the site	$q''(s1, s2, s3)$	0 %, 0 %, 100 %
remediation costs (biopile)	$C(s1, t1); C(s2, t1)$	50 \$/t; 50 \$/t
remediation costs (bioventing)	$C(s1, t2); C(s2, t2)$	15 \$/t; 15 \$/t
technology effectiveness index (biopile)	$P(q'' s1, t1); P(q'' s2, t1)$	100 %; 100 %

technology effectiveness index (bioventing)	$P(q' s1, t2) ; P(q'' s1, t2)$	70 %; 30 %
	$P(q'' s2, t2)$	100 %
market value of the site, or the value of a project that can be realised on the site	$R(q), R(q') ; R(q'')$	10 \$/t; 50 \$/t; 100 \$/t
data acquisition costs	$I(q) ; I(q')$	0,25 \$/t; 0,25 \$/t
present-worth factor	α	1

6.2.2 Simulation results

METEORS has to be solved using backward recursion, and so its implementation must start by the definition of all final states. As a given final state is function of all technologies used from the first to the last stage, the state definitions require the development of all scenarios leading to these final states. To do so, the simulation was implemented in three steps. As the context of this simulation is not quite complex (two available technologies, two stages, three site situations), the whole decision process can be graphically described, as the first step, with a decision tree (Figure 6-1), covering the period from the beginning of the first stage to the end of the second stage. This tree represents all choices facing the decision-maker, with different paths resulting from these choices, the probabilities of occurrence, and the effectiveness indices of the technologies. The second step was the association of data with each branch and node of the decision tree. Finally, as the third step, solving backward the decision tree identified all the decisions maximizing the site remediation value. The dynamic programming used to solve this type of recursive model inspired this third step (Birge and Louveaux, 1997). For more complex simulations (more technologies available, more stage or more possible situations), this type of

implementation becomes more difficult, and will require the development of an algorithm, which could come from the dynamic programming.

On each stage of the model resolution, the decision-maker has to select one remediation technology to treat the contaminated site. At the end of the simulation, the decision-maker would have built several scenarios, meaning a sequence of technologies to use and decisions to be taken.

To understand and apply the model answer, the following distinction must be made between a scenario and a strategy. A scenario is a given path through the decision tree; it is a sequence of decisions (under the decision-maker's control) and probabilistic events (over it). A strategy is a set of scenarios determined by a decision. Only one scenario from a given strategy will ultimately be realised. The distinction between scenarios and strategies is shown in Figure 6-1. A scenario is represented as a path beginning at the first stage and terminating at the end of remediation (indicated by a rounded rectangle). A strategy follows one branch originating from a decision node (indicated by a square) and all branches originating from a chance node (indicated by a circle). For example on Figure 6-1, the Scenarios 1, 2, 3, 4 and 8 form together a strategy. All these scenarios have the same initial decision, namely the selection of the biopile without additional information acquisition. At the end of the first stage, Scenarios 1, 2 and 8 may occur in accordance with the real site situation at the beginning of the first stage. Given the biopile effectiveness index, a second stage may also be necessary (with for example the same decision as for the first stage: biopile without data acquisition) leading either to Scenario 3 or 4. For a different decision at the beginning of the second stage, for example the stopping of the remediation, neither Scenario 3 nor 4 would occur, but Scenario 7; creating then a new strategy composed by Scenarios 1, 2, 7 and 8. The decision-maker can select the most appropriate choice

at any decision node, but must accept any result occurring from the realisation of a probabilistic event. According to these definitions of scenario and strategy, the model answer is not a unique scenario, but a complete strategy from which one scenario will be realised.

The simulation involves two technologies, two stages, three site situations, three effectiveness indices, and the three alternatives on the right-hand side of equation 6-1. This leads to 108 scenarios. However, considerations such as irreversibility and the impossibility of an increase in contamination reduce this to 38 possible scenarios. A total of 25 strategies can be obtained from this reduced set of scenarios.

For each scenario, a value and an expected gain can be calculated. This comparison is done to show that the simple difference between uncertain benefits and costs cannot be used as a decision criterion. The expected gain is a criterion more representative of the uncertainty. The value of a scenario is defined as benefits minus costs. The expected gain of a scenario is the value multiplied by the product of all probabilities of occurrence and all effectiveness indices within the scenario. Values and expected gains for Scenarios 1, 2, 7, 8, 25, 31, 32, 34 and 36 are shown in Figure 6-2. These form a representative subset of the 38 possible scenarios. As remediation costs and site value are equal in Scenario 7, its relative remediation value is null.

As an example, consider Scenario 1, which represents the case where biopile technology has been implemented on a site with a weakly-contaminated site situation (s_3). The remediation was unnecessary, but was undertaken because the decision-maker did not know the real site situation, but was aware that the probability of s_3 was 5%. The remediation increased the value of the site by 500% (because it improved the decision-maker's knowledge about the real site situation). However, the expected gain was only 25% of the initial value of the site (reflecting the low probability of s_3).

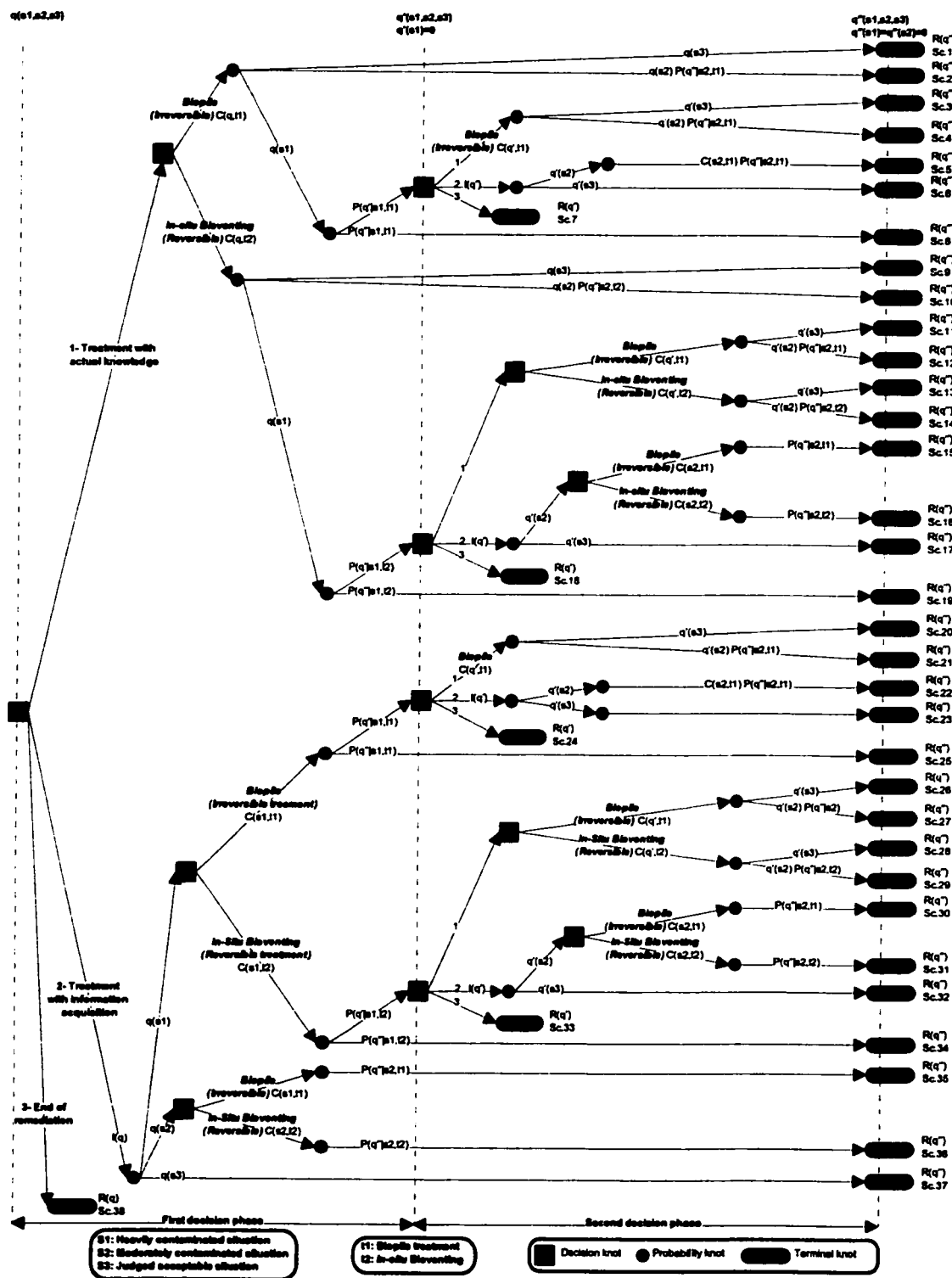


Figure 6-1 Two stages decision tree

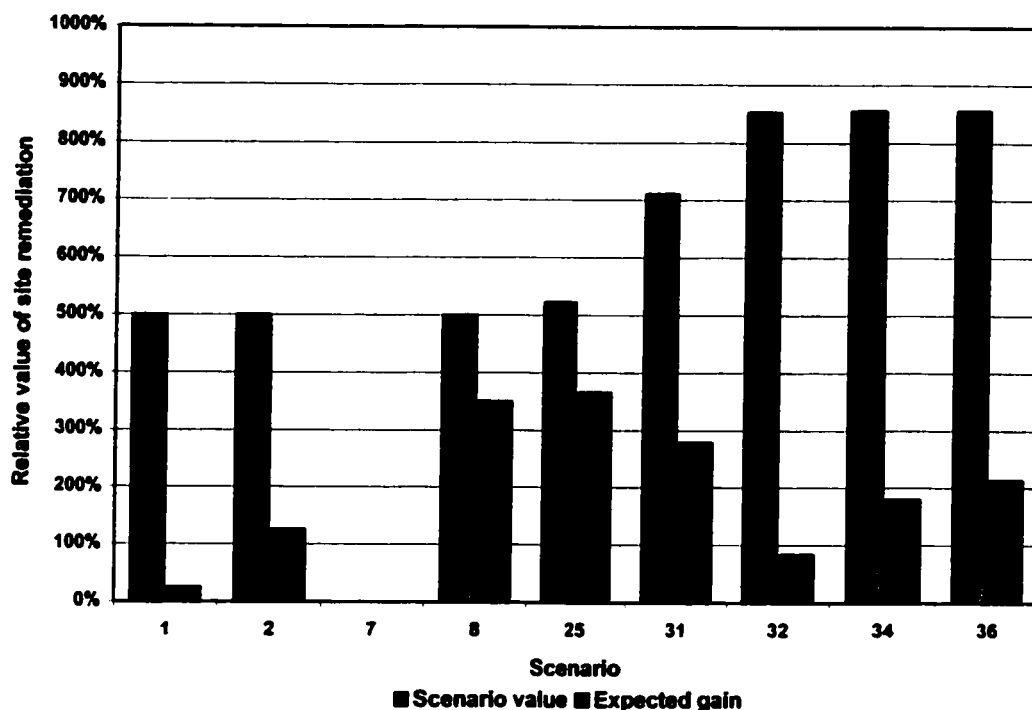


Figure 6-2 Relative site values of scenarios remediation

As another example, consider Scenario 25, in which biopile technology is implemented after data acquisition indicated that the probability of occurrence of a heavily-contaminated site situation (s_1) was 100%. The value of the treated site increased by more than 500%, and the expected gain is about 350% of the original site value.

A decision-maker might desire to follow a specific scenario. For example, a decision-maker might wish to follow a scenario such as 8 or 25, with a small difference between scenario value and expected gain. Some can believe that if these two values are similar, the chance of getting the scenario value is high. However, an optimal decision cannot be made on the basis of scenarios, because scenarios are controlled by chance as well as by decision. Rather, decision-making must be made based on strategies, because the decision-maker does control the choice of strategy.

For each strategy, a mean value and expected gain can be calculated. The mean value of a strategy is the mean of the values of all scenarios in the strategy. The expected gain of a strategy is the sum of the expected gains for all scenarios in the strategy. Figure 6-3 illustrates the mean values and expected gains, with standard deviations (deviation among each scenario expected gains), for Strategies 1, 3, 5, 9, 14, 18 and 22. These strategies have been selected because they are based, in part, on the scenarios presented in Figure 6-2.

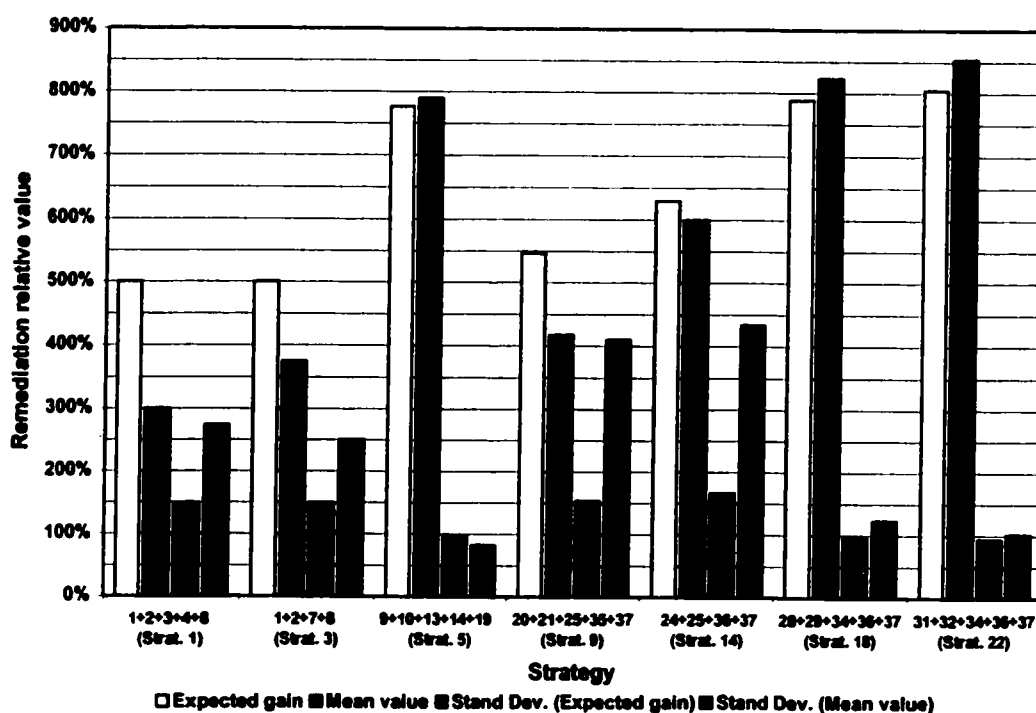


Figure 6-3 Relative site values of strategies remediation

Note that Scenarios 8 and 25, previously identified as desirable, are included in Strategies 1 and 3 and in Strategies 9 and 14 respectively, which have low mean values and expected gains. Furthermore, these strategies have high standard deviations, which indicating considerable variability among the values and expected gains of the scenarios. In comparison, Strategies 5, 18 and 22 have high mean values and expected gains, as well as low standard deviations. From

these differences between scenario values and strategy values, a first remediation recommendation is done.

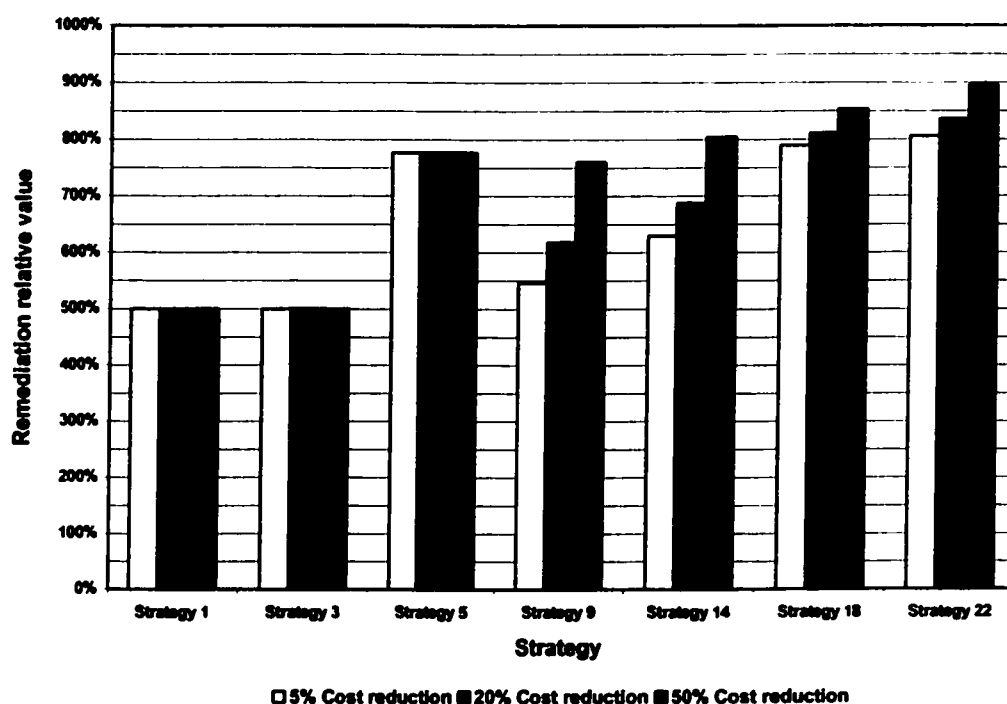
Remediation recommendation 1

Because of the probabilistic aspect of a scenario, such as the effectiveness indices of a technology and the probability of occurrence of a site situation, a decision-maker cannot base his remediation decision on one scenario. He has to follow a group of scenarios, a strategy, linked together by probabilistic relations.

Strategy 22, which is slightly higher than Strategies 5 and 18, is the optimal strategy identified by the model for this simulation meaning the strategy having the higher expected gain. This strategy begins with the decision to acquire information at the beginning of Stage 1, and then to select bioventing if the site situation is thought to be s_1 and s_2 , and to take no further action if the site situation is thought to be s_3 (Scenario 37). Scenarios 34 and 36 represent the case where the lower level of contamination has been achieved from s_1 and s_2 , respectively, with only one bioventing process. From s_1 , s_2 may also have been achieved with bioventing. The decision-maker then decides that further data acquisition will be required. This may reveal that the site situation is s_3 , and no further action will be taken (Scenario 32). Alternately, it may reveal that the site situation is s_2 ; bioventing will be continued (with improved information), and reduce the site situation to s_3 (Scenario 31). Each of these scenarios has high values and expected gains; consequently, the standard deviations are low.

The difference between Strategies 5, 18 and 22 is in terms of data acquisition: Strategy 5 does not involve data acquisition, Strategy 18 involves data acquisition only during the first stage, and Strategy 22 involves data acquisition during both stages. The mean values and expected gains

are similar for all three strategies. This is because in this simulation, both data acquisition costs and reduction in remediation costs with data acquisition are small. To point out the influence of the reduction in remediation costs, two more simulations have been done with the same data, with a variation of the remediation costs reduction associated with data acquisition. In the previous simulation, this reduction was about 5 %, in the following two simulations, this reduction is respectively about 20 and 50 %. Figure 6-4 illustrates the expected gains with these three-remediation costs reduction for Strategies 1, 3, 5, 9, 14, 18 and 22.



**Figure 6-4 Treatment costs reduction influence on relative site values of strategies
remediation**

As it was expected, because Strategies 1, 3 and 5 do not require any data acquisition, an increase in the remediation costs reduction has no effect on them. However, for Strategies 9, 14, 18 and 22, which necessitate data acquisition in at least one stage, the expected gain increase

with the treatment costs reduction. Figure 6-4 reveals that a strategy without data acquisition that has a higher expected gain than a strategy with data acquisition can have a lower expected gain than the same strategy but under a large treatment costs reduction. This is the case with Strategy 5 that has a higher expected gain than Strategy 14 under both 5 and 20 % reduction remediation costs, but that has lower one than Strategy 14 under 50 % reduction remediation costs. In an extreme case, suppose the remediation costs reduction is about 100 %, the expected gain will be equal to the site value minus the data acquisition costs. Two remediation recommendations can be done from this enhanced simulation.

Remediation recommendation 2

From all kind of data that can be acquired before selecting the remediation technology, the decision-maker must select the one that reduces the remediation costs the most.

Remediation recommendation 3

In theory, any strategy requiring data acquisition can have an expected gain higher than all other strategies requiring no data acquisition. A special attention should be made from decision-makers to acquire more data before selecting the remediation technology. This will lead to both an increase in the expected gain of the strategy and a reduction in the site situation uncertainties.

Until this point, simulations on the model have shown that both acquiring information on the site situation and selecting the reversible technology, bioventing in this case, lead to the optimal remediation value. However, one would argue that the selection of the reversible technology rather than the irreversible one is due to the lower remediation costs of the bioventing on the

biopile. To understand under which conditions of remediation costs it can be advantageous to select an irreversible technology instead of a reversible one, a last simulation has been executed. For this simulation, biopile remediation costs have been fixed (see Table 6-1 for the value of this parameter and the others), and the optimal remediation value has been observed for different bioventing and biopile remediation costs ratios, between 0,1 and 1,25. The simulation has been conducted for the same three-remediation costs reductions. Figure 6-5 illustrates the decrease of the optimal remediation value with an increase in the remediation costs ratio.

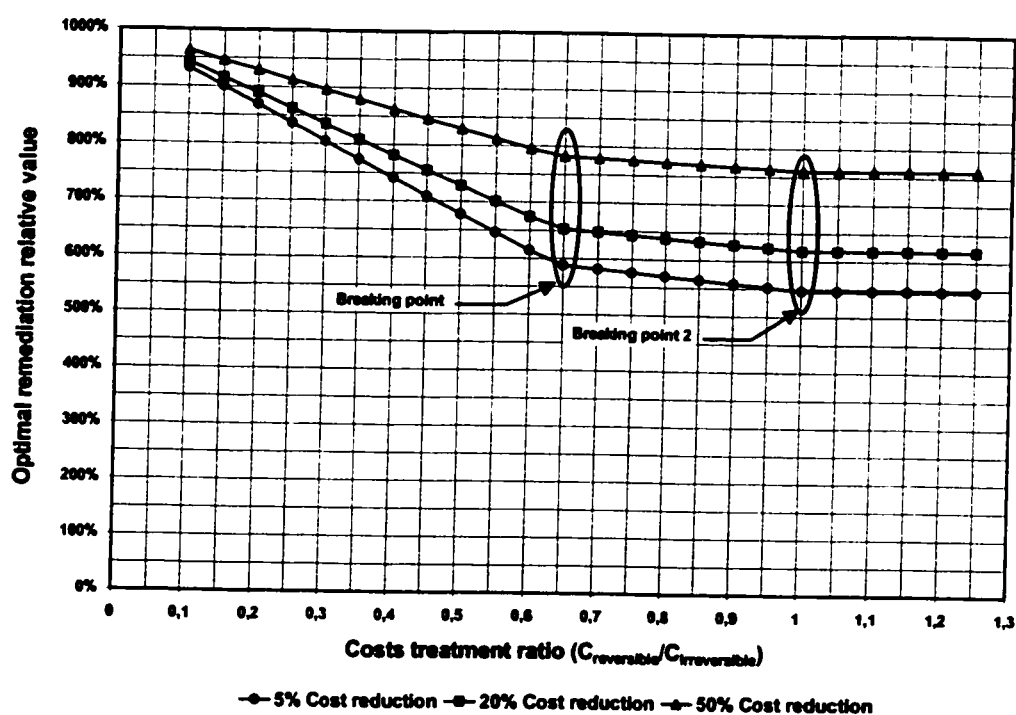


Figure 6-5 Influence of the treatment costs ratio on the optimal remediation relative value

All the optimal remediation strategies resulting for this last simulation (one strategy for each remediation cost considered) are based on additional data at the first stage before the selection of the optimal technology. For low bioventing-biopile remediation costs ratio, bioventing is the optimal technology for all site situation revealed (exception made if the site situation is the

weakly contaminated form which no technology will be selected), even if biopile is more effective. However, as this ratio increases, bioventing remediation costs increase and then the optimal remediation relative value decreases. At one point during the costs ratio increase (the first Breaking point on Figure 6-5), the bioventing low-effectiveness (when the real site situation is the heavily-contaminated one) compared to the biopile is no more compensated by its low-cost. Then, for the heavily contaminated situation, the decision-maker will prefer the biopile remediation technology, but he will still prefer the bioventing for the moderately contaminated situation because it is still effective. Therefore, from that point, any increase in the costs ratio (meaning any increase in the bioventing remediation costs) will affect only the remediation value of the scenario associated to the moderately contaminated situation. This leads to a reduction of the optimal remediation relative value decrease with the costs ratio increase. By the time this ratio is higher than one (Breaking point 2 on Figure 6-5), biopile treatment is both cheaper and more effective than bioventing. Therefore, the decision-maker will prefer biopile for both site situations. It is for that reason that any increase in the bioventing remediation cost (leading to a costs ratio higher than one) has no effect on the optimal remediation relative value. This demonstrates how the optimal decision may change when remediation costs change, and that this technology change may occur on one or more scenarios at the time. Considering this, it seems impossible to identify among a set of technologies, the one that is always optimal to select whichever the technologies parameters (such as effective indices and remediation costs) are. From this last simulation, a fourth remediation recommendation can be made.

Remediation recommendation 4

As both the remediation cost and the effective index of a technology influence the remediation value associated to the use of a given technology,

and as those parameters may be specific to the contaminated site, the optimal remediation strategy can only be identified from the study of each remediation decision outcome. Such a study can be realized with a model like METEORS.

6.3 Conclusions

From a few simulations based on a hypothetical contaminated site, the technico-economic model, *METEORS*, developed by Bage et al. (2002) leads to four remediation recommendations. The purpose of these remediation recommendations is to point out to a decision-maker that the selection of a remediation technology implies some critical decisions, and that making the wrong decision will avoid the reaching of the optimal remediation value. Although the simulations have compared two bioremediation technologies, the model application is not limited to this type of technologies. Even if in some simple cases these remediation recommendations can help a decision-maker in making the correct choice in the build up of a remediation strategy; a whole simulation of the decision process will always be the more secure approach in the development of the remediation strategy. In fact, the dependence of decision rules on parameter values and simulation structure emphasizes the point that remediation decision-making is highly site-specific. Selection of the optimal remediation strategy for a contaminated site is a complex task, involving multiple probabilistic pathways. From these general conclusions, it follows that a technico-economic decision model, as *METEORS*, here can be a powerful decision-making tool.

CHAPITRE 7 Site remediation can be valuable if proactive attitudes are adopted

Le présent chapitre est exclusivement une copie de l'article intitulé « Site remediation can be valuable if proactive attitudes are adopted », soumis le 14 février 2002 à l'éditeur en chef, William R. Sheate, du *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*. Les auteurs de cet article sont messieurs Gontran Bage, Bernard Sinclair-Desgagné et Réjean Samson.

7.1 Abstract

Without any incentive to remediate a contaminated site, remediation is often delayed until the site owner is compelled to act by regulatory agencies. In such a context, the selected technology is typically the one that reaches the remediation goals as quickly as possible. Unfortunately, this criterion is often met by overly-expensive technologies, and so the remediation has a negative net benefit. This study examines the effects of time constraint and benefit value on the optimal remediation strategy for a diesel-contaminated site, assisted by a technico-economic model that considers technology effectiveness, uncertainty about contamination level and the possibility of reducing this uncertainty through either additional characterization or monitoring of remediation technology. Results of simulations with both economical and temporal constraints support the concept of proactive remediation. It follows that site remediation should not be considered as an unprofitable action, but as a valuable one.

KEY WORDS: Optimal remediation strategy; Irreversible effect; Technology selection; Real option; Concentration uncertainty

The remediation of a site can be an unlimited source of questions and a decision-making puzzle. Which technology should be used? How much will it cost? Must the site be decontaminated now or later? Is the site adequately characterized, or will additional contamination be discovered during treatment? For a site manager facing many contaminated sites, the questions and decisions can be more complex, especially if financial resources are limited. In such cases, questions arise regarding which sites should be remediated first and which sites can be remediated at a later time.

This paper is a direct application of the *Model for Evaluation of Technically and Economically Optimal Remediation Strategy* (METEORS) developed by Bage et al. (2002). The main objective of this model is to assess the remediation of a contaminated site on both technical and economical aspects. Simulations done with the model give the opportunity to create different remediation strategies before any treatment is applied on the site. Starting from a distribution of probabilities of occurrence of several ranges of contamination, the model evaluates which technology, among a given set, is the most valuable, considering its effectiveness of reaching a given level of contamination, treatment costs and site benefits. METEORS is a multi-stage model which allows a re-evaluation of the potential of the selected technology to reach the remediation goals. The output of the model is a sequence of technologies applied over time, leading to three possible outcomes: attainment of the remediation goals; exhaustion of the maximum time allowed for remediation without attaining the remediation goals; or the depletion of budget constraints without attaining the remediation goals.

METEORS is based on the idea that some remediation technologies are more irreversible than others, meaning that their use permanently modifies the nature of the site. Technologies requiring the excavation of the contaminated soil are good examples of such irreversible

technologies. Even if the site is refilled with the same soil, it cannot be considered as unexcavated due to major changes in its hydrogeological behaviour. Although the true level of contamination is often unknown at the beginning of the process, a decision-maker (DM) may reduce this uncertainty about the state of the site either by additional characterization or simply by the monitoring required for the applied technology. This type of choice between a reversible and an irreversible alternative in a context of uncertainty that can be reduced in the future can be related to the Option Value (OV) concept introduced in financial sciences by Arrow and Fisher (1974) and Henry (1974a). The OV is the value due to selecting a reversible action (compared to an irreversible one) when there is uncertainty about future outcomes, which can be reduced by new information. By selecting a reversible action, the DM retains the flexibility to change to another action after receiving new information. On the other hand, by selecting the irreversible action at the beginning, the DM loses the opportunity to switch to a reversible action even if it is favoured by new information in the future. At the beginning of each stage during a simulation, METEORS chooses between three options: selecting the most appropriate technology without reducing the uncertainty about the true site situation; acquiring more information through additional characterization prior to technology selection; and stopping the remediation. The option chosen is that with the highest economical value, which is function of all values in subsequent stages.

The objective of this paper is two-fold. Firstly, simulations of the remediation of a real diesel-contaminated site are realized to demonstrate that METEORS can be useful for a DM in the selection of a remediation strategy. Secondly, these results are used to introduce a new perspective on site remediation.

7.2 *Description of the contaminated site*

To see how a model such as METEORS can modify actual managers' attitudes when facing a contaminated site, a remediation strategy for a diesel-contaminated site has been simulated with variations in the constraints on both the total treatment time allowed and the final benefits. The site, which has been unused since 1993, was contaminated in 1992 by the leak of a 25 000-litre diesel tank over an area of 5263 m². The site geology consists of sand and gravel with a mean intrinsic permeability of 2.17×10^{-8} cm² and a porosity of 35%. The contamination has reached a depth of 1.5 m, just above the water table, for a total volume of diesel-contaminated soil of 7 895 m³. Groundwater samples do not reveal any contamination. A first soil characterization of 34 points discloses that fifteen samples had concentrations under the diesel criterion B (700 mg diesel/kg soil) of the ministère de l'Environnement du Québec (1999b). Fifteen others had a concentration over criterion C (3 500 mg/kg), with nine of these over 10 000 mg/kg (maximum concentration 21 000 mg/kg). Four samples had concentrations between these two criteria. Unfortunately, the samples are not uniformly spaced on the site. Therefore their simple average is not representative of the mean site concentration due to special continuity between two closed samples (Isaaks and Srivastava, 1989). Geostatistical simulations, based on the variogram of the 34 known concentration values, were necessary to estimate a concentration over the entire contaminated zone. Random concentrations respecting this variogram were generated over a grid of 10 meters by 10 meters. Stabilization of the estimated concentration, 6 145 mg diesel/kg soil, was obtained from the repetition of 750 sets of simulated concentrations over the site. The occurrence of the mean concentration of each set has been used to draw the distribution of probabilities (the initial state of the site) of the estimated mean concentration. Three situations are included in this state: (1) weak situation, WS (contamination lower than

700 mg/kg, <B criterion); (2) moderate situation, MS (contamination 700 and 3 500 mg/kg, range B-C); and (3) heavy situation, HS (contamination over 3 500 mg/kg, >C criterion). The initial state of the site is (0%; 1.2%; 98.8%). These probabilities of occurrence are in the same order as the situations in the state definition, i.e., $(P(WS); P(MS); P(HS))$.

After each simulation stage, concentrations of the 34 samples are updated depending on the removal rate of the technology used, the mean concentration at the beginning of that stage and the state attained. Because the outcome of a technology application is function of both the uncertain initial level of contamination and the technology effectiveness, one stage of remediation may result in several possible states. Concentration and probability distribution are generated for each of these states following the same method used for the initial concentration estimate. Figure 7-1 presents a typical one-stage evolution from an initial state to another state depending on the selected technology.

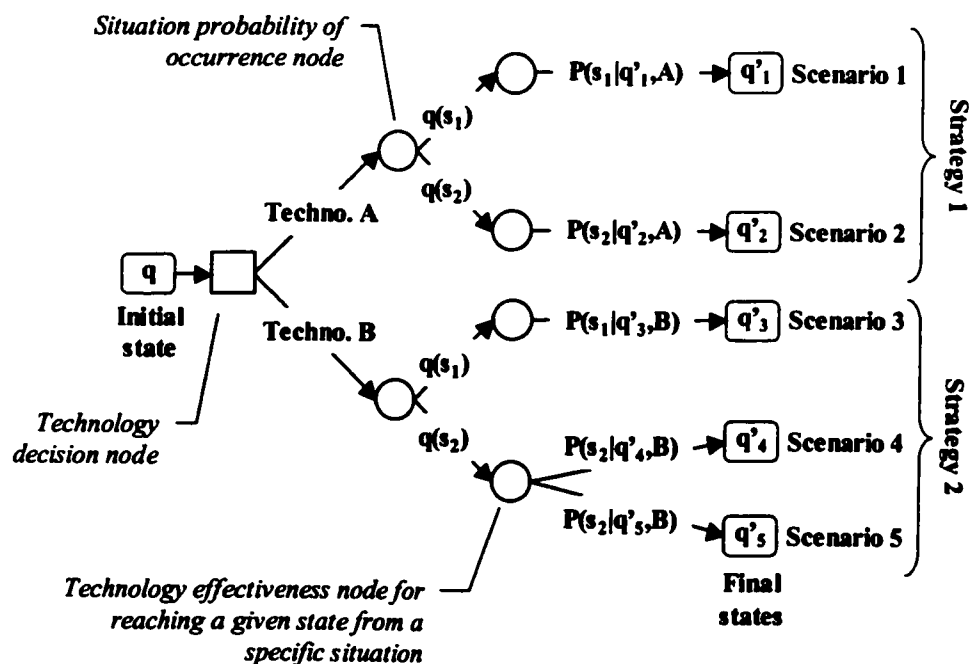


Figure 7-1 Typical one-stage evolution from initial state to another one

Two different technologies were considered to remediate this site to a state below the B criteria: *in situ* bioventing and biopile treatment. *In situ* bioventing is considered reversible because it does not change the nature of the site, while biopile treatment is viewed as irreversible because it requires excavation of the soil.

7.3 *Technology effectiveness*

An effectiveness index for *in situ* bioventing technology has been developed in order to quantify the probability of reaching a given state from a given situation. Eight parameters having the greatest influence on the effectiveness of *in situ* bioventing technology have been identified. As they do not have the same importance, they have been weighted using a two-by-two comparison method, the *Analytic Hierarchy Process* (AHP Method) (Saaty, 1980). Maximum *in situ* bioventing effectiveness is evaluated by assigning a site-specific value to each weighted parameter that qualifies it with respect to its optimal value. For the study site, the maximal effectiveness of *in situ* bioventing is 83.2%, meaning that the technology cannot ensure the attainment of a given state from a given situation. This maximal value is fixed for the duration of the simulation. Three other parameters, which vary during the simulation, can reduce the effectiveness of *in situ* bioventing below its maximal value. These parameters are microbiological activity, heavy metal activity, and annual mean concentration reduction. If microbiological activity is zero, then technology effectiveness is considered to be zero. If heavy metal concentration is over 2 500 mg/kg, the technology effectiveness is reduced to zero (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). With respect to annual mean reduction, it has been assumed on the basis of case histories in Downey et al. (1995) and Air Force Center for Environmental Excellence (1996) that *in situ* bioventing effectiveness is maximal for annual mean concentration reduction less than 50%. For annual mean concentration reduction greater

than 50%, the technology effectiveness decreases exponentially, reaching zero for an annual mean concentration reduction greater than 95%, which is the maximum concentration reduction for the treatment of petroleum products by *in situ* bioventing (U.S. Environmental Protection Agency, 1995b).

In contrast with the multi-variable effectiveness of *in situ* bioventing, in this study the effectiveness of biopile technology is fixed because treatment parameters can be adjusted during both site preparation and treatment. The assumption is made that biopile can reach any given state from a given situation with an effectiveness of 100%. This assumption corresponds to an appropriate design, a total concentration reduction under 95% (Lei et al., 1994), and concentrations of hydrocarbons and heavy metals below 50 000 mg/kg soil and 2 500 mg/kg, respectively (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a; von Fahnestock et al., 1998).

7.4 *Treatment costs and remediation benefits*

The economical analysis of both technologies is based on two of the four categories of costs suggested by the Federal Remediation Technologies Roundtable (1998): capital costs and operation and maintenance (O&M) costs. Capital costs are considered only the first time (stage) a technology is used, while O&M costs are considered at every stage where the technology is used. If a technology switch occurs, both capital and O&M costs of the new technology are considered during the switching stage. Capital and O&M costs of both technologies are function of their design and specific needs. A brief description of these designs is presented in the appendix (Section 7.8).

Based on these two conventional designs, materials, equipment and labour required have been listed and counted. On the basis of unit costs for materials, equipment and labour (ECHOS,

2000a; ECHOS, 2000b), total capital and O&M costs have been evaluated. Table 7-1 presents these costs for both technologies. Costs are discounted at an annual rate of 3.5% during the simulation. As treatment duration is fixed for biopile treatment (one or two years depending on the initial level of contamination; see appendix (Section 7.8)), all costs (capital and O&M) are grouped together. O&M costs of the second year are already discounted in the global costs for the case of a two-year biopile treatment; consequently, the cost of a two-year biopile treatment is lower than the cost of a one-year biopile treatment in Table 7-1.

Based on the estimated total remediation duration (using a deterministic approach; see appendix (Section 7.8)), total treatment costs for this site are 46.45 \$/m³ and 72.92 \$/T, for *in situ* bioventing and biopile, respectively. The *in situ* bioventing cost is similar to those in Air Force Center for Environmental Excellence (1996), while the biopile cost is a little higher than those in Lei et al. (1994). Note that biopile costs found in the literature often do not include excavation.

Table 7-1 *In situ* bioventing and biopile capital and O&M costs

	<i>In situ</i> bioventing		Biopile	
	First stage of use	Each Subsequent Stage	> 3 600 mg/kg	< 3 600 mg/kg
System installation	138 485 \$	901 \$	805 503 \$	807 686 \$
Monitoring	66 392 \$	61 392 \$	143 931 \$	146 320 \$
Site closure	25 734 \$	4 192 \$	123 133 \$	124 962 \$
Other	1 036 \$	1 036 \$	484 \$	492 \$

Benefits are associated with the realization of a post-remediation project on the site. The project is assumed to generate a given annual net gain during the entire project life of twenty years. Twelve different annual gains are studied, ranging 40 000\$ to 550 000\$. In accordance with the most probable situation at the end of the remediation, the project can generate either maximum benefits or only a fraction of maximum benefits. If the state of the site is characterized (meaning the situation having the highest probability of occurrence in the state) by WS, benefits are maximum. Benefits are halved if the most probable situation is MS because the project has either to be scaled down or modified because the site is still contaminated. There is no benefit if the most probable situation is HS. Total benefits are calculated as the discounted value of the twenty years of annual benefits (with an annual rate of 3.5%).

7.5 *Time constraint*

The effects of a remediation time constraint were examined. This constraint limits the maximum time allowed for the remediation. When the maximum duration is reached, treatments are stopped and remediation benefits are evaluated in accordance with the final state of the site. This constraint also restricts the set of available technologies. If, for example, only one year is left and the mean concentration is over the breakpoint of 3 600 mg/kg, biopile technology is rejected from this set because the treatment absolutely requires two years (see appendix (Section 7.8)). This supposes that biopile treatment cannot be stopped in the middle of the process (e.g., the entire soil is already excavated). Different time restrictions were tried, varying from one to five years, plus one simulation without any restriction.

7.6 Results

To study the effects of both time constraints and remediation benefits on a remediation strategy, two sets of simulations were performed. The first set of simulations focuses on the time restriction. Six simulations (one for each time constraint) were carried out with the same value of benefits. The second set of simulations focuses on remediation benefits. Twelve simulations were performed (one per benefit value) with a single remediation time constraint of three years. Results presented here are divided in two sections. First, results from one simulation are presented to shed light on the subtlety and the relevance of the strategy identified by METEORS as the one having the highest value, namely the Optimal Remediation Strategy (ORS). Second, results from all the simulations are considered in a general discussion to argue for a new approach to manage site remediation.

With an initial mean concentration over the breakpoint of 3 600 mg/kg that determines the duration of the biopile treatment, any simulation restricted to a maximum duration of one year can only consider the *in situ* bioventing, even if its effectiveness for reaching a state characterized by WS is very low. When the maximum duration is increased to two years, both technologies can be considered. However, as biopile treatment lasts for two years, it can only be selected in the first stage. For a maximum duration of three years or more, the ORS is more complex and METEORS is truly advantageous. With three years allowed for the total remediation, biopile can be first applied either on the first or second year. The DM has the opportunity to postpone for a year the use of the irreversible technology. Explanations of the ORS, for a constraint of three years and annual benefits in the mid-range (200 000\$), are based on the decision tree showing all scenarios associated with this strategy (Figure 7-2).

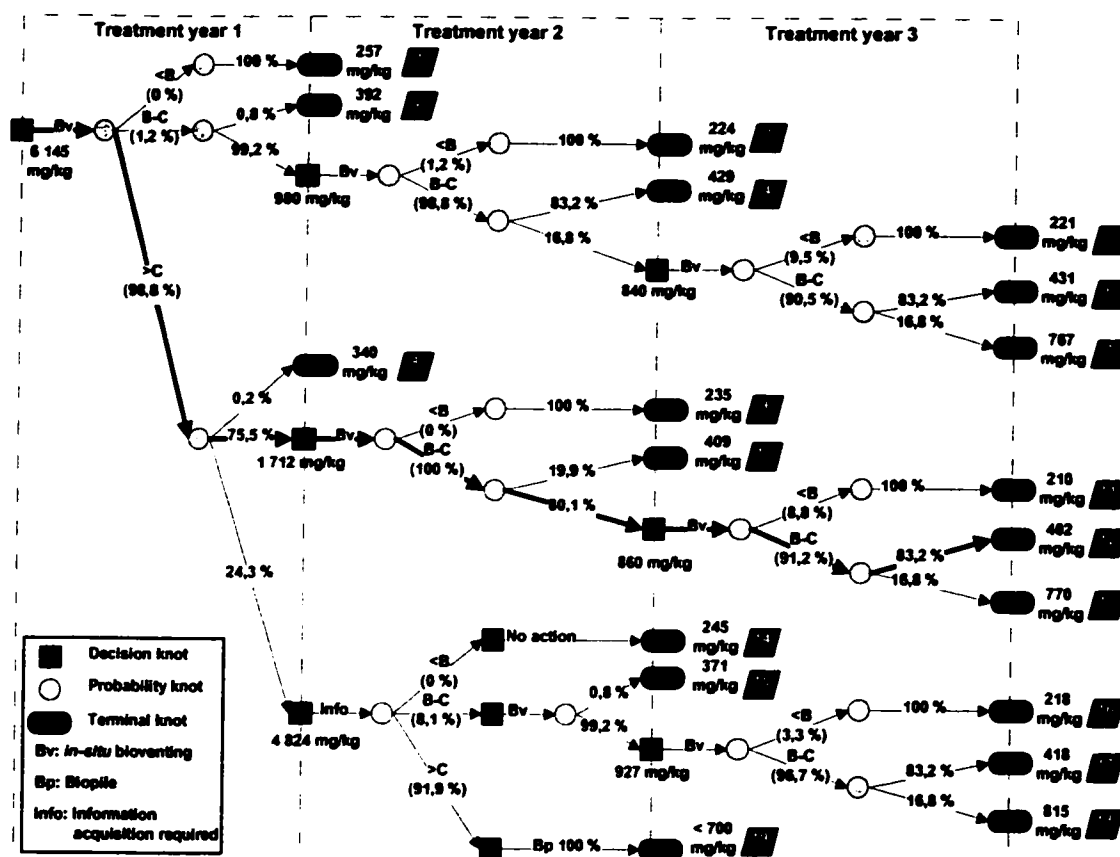


Figure 7-2 Graphical representation of the Optimal Remediation Strategy (ORS) limited to a maximum of three years

At the beginning of the first year, the state of the site has the following probability distribution: 0% for WS, 1.2% for MS and 98.8% for HS. If the HS is the true state, the *in situ* bioventing effectiveness in reaching a new state is 24.3% for HS, 75.5% for MS, and 0.2% for WS. From the monitoring required during the use of a technology, the DM learns more about the site and knows the new state at the end of a stage. If the state reached after one year of *in situ* bioventing is characterized by MS, then *in situ* bioventing is retained because its costs are low and its effectiveness in reaching a state characterized by WS within the next two years is sufficiently high. However, if the most probable situation of the state is HS, the DM faces a dilemma: (1)

whether the probability that HS is the true situation is so high that it is appropriate to select the technology based only on the available knowledge of the site, in which case a two-year biopile treatment is more profitable than *in situ* bioventing; or (2) whether there is a sufficient probability that MS is the true situation (despite a higher probability that HS is the true state), in which case *in situ* bioventing is preferred over biopile because its cheaper treatment costs compensate for its lower effectiveness compared to biopile treatment. Given the major difference between technology treatment costs (when *in situ* bioventing has already been applied, *in situ* bioventing capital costs are no longer considered in stage two), a probability as low as 8% that the true situation is MS is sufficient to create this dilemma.

Light can be shed on this dilemma by acquiring information on the true situation of the site before selecting the technology. However, information acquisition has a cost (e.g., cost of obtaining and analysing soil samples). Therefore, the dilemma will be resolved only if the expected value of the information (the expected difference in value between a decision made with the additional information and a decision made without the additional information) is higher than the costs of acquiring this information. Some authors talk about the Expected Value of Perfect Information (EVPI), for the case in which the additional information removes all uncertainties (Dakins et al., 1994), others about the regret of selecting the non-optimal alternative (Freeze et al., 1992; James et al., 1996a; James et al., 1996b; Smith and Slenning, 2000). Both approaches lead to the maximum value the DM should be willing to pay for the additional information. In this simulation, even if 115 samples (total cost of 41 031\$) are required to know the true situation, resolving the dilemma is profitable. Therefore, before selecting the technology at the beginning of the second year (stage), information acquisition is required if the state is characterized by HS. Following information acquisition, there are three possible cases for the real situation: (1) WS, in which case no further treatment is required; (2)

MS, in which case *in situ* bioventing is applied for at least one year, and for two years if the state is still MS after this second treatment year (without any information acquisition between the second and the third stage); and (3) HS, in which case biopile is applied for the next two years, with no possibility of change.

The following is a summary of the entire decision process of the ORS. Scenario identifications refer to Figure 7-2. *In situ* bioventing is applied at the beginning of the remediation. If the state of the site is characterized by WS at the end of the first year, then no more treatment is required (Scenarios 1, 2 and 8). If the state is characterized by MS at the end of the first year, then *in situ* bioventing is applied for one more year. At the end of this second treatment year, the state is characterized either by WS, in which case the remediation is over (Scenarios 3, 4, 9 and 10); or by MS, in which case one more year of *in situ* bioventing is needed, leading to a state associated with WS (Scenarios 5, 6, 11 and 12) or MS (Scenarios 7 and 13). If the state is characterized by HS at the end of the first year, information acquisition is required at the beginning of the second year, with three possible results for the known true situation: (1) WS, in which case the remediation is over (Scenario 14); (2) MS, in which case *in situ* bioventing is applied for a second year, leading to a state characterized either by WS (Scenario 15), or MS, requiring a final year of *in situ* bioventing (Scenarios 16, 17 and 18); (3) HS, requiring two years of biopile treatment to reach a site associated with WS, with certainty (Scenario 19). Note that acquisition of new information permits the construction of a more specific remediation strategy by revealing the true site situation prior to technology selection. This allows the selection of the most appropriate technology for each possible situation, as opposed to the selection of a technology for all possible situations, which is the case when no additional information is acquired.

This ORS has a positive value of 1 981 670\$ and an expected duration of 2.8 years (weighted mean of all scenario durations). To get a big picture of all the scenarios composing the strategy, a risk index (RI) is defined as the ratio between the standard deviation of all scenario values of a strategy and the value of the strategy. This index is used to quantify the risk that a scenario value may be quite different from that of the strategy. The lower the RI, the more the scenario values converge on the strategy value. For the ORS of this simulation, RI is only 29.6% (for other simulations, RIs as high as 150% have been obtained). Table 7-2 presents the nineteen scenarios from this ORS with their probabilities of occurrence, their values, and their durations, plus the ORS value and mean duration. Even with high number of scenarios (19) for a simple remediation (only two technologies were available, three site situations considered and a maximum remediation duration of three years), the four most probable scenarios have a cumulative probability over 90%, and the five most probable scenarios have a cumulative probability of over 95%.

Table 7-2 Scenarios composing the ORS limited to three years

Scenario Number	Probability of occurrence	Scenario value	Scenario duration (year)
12	45.3 %	2 293 572 \$	3
19	22.1 %	1 340 045 \$	3
10	14.8 %	2 449 475 \$	2
13	9.2 %	966 829 \$	3
11	5.3 %	2 293 572 \$	3
17	1.6 %	2 248 541 \$	3
4	1.0 %	2 449 475 \$	2
18	0.3 %	921 798 \$	3
8	0.2 %	2 610 834 \$	1
6	0.1 %	2 293 572 \$	3
16	0.1 %	2 248 541 \$	3
7	0.0 %	966 829 \$	3
5	0.0 %	2 293 572 \$	3
15	0.0 %	2 404 443 \$	2
3	0.0 %	2 449 475 \$	2
2	0.0 %	2 610 834 \$	1
1	0.0 %	2 610 834 \$	1
9	0.0 %	2 449 475 \$	2
14	0.0 %	2 404 443 \$	2
Strategy	100.0 %	1 981 670 \$	2.8

If the irreversible technology (biopile) is selected at the first stage, the DM reduces the flexibility of decision-making and loses the opportunity of switching technologies when it would have been valuable to do so. The decision of selecting the biopile at the first stage has a value of 1 673 308\$ (benefits in two years associated with MS minus biopile costs for two stages). Having selected the reversible technology over the irreversible one in stage one gives a gain of 308 362\$ to the DM. This gain is called the option value (OV) as defined by Arrow and Fisher (1974). If the OV is positive, there is an “irreversible effect” and so the reversible action should be selected. The OV can be evaluated each time there is a choice between the two technologies. Henry (1974b) has identified three conditions for having a positive OV: (1) some technologies must be more irreversible than others; (2) the future is uncertain; and (3) more information will be obtained in the future to reduce this uncertainty. However, even if these three conditions are met in site remediation, it is not possible to systematically conclude in favour of a positive OV and to always follow the reversible technology. As the global probability of reaching a given state from an initial state is the product of the probability of occurrence of a situation and the effectiveness of a technology to reach the given state from that situation, the uncertainty is intrinsic to the selected alternative. In such context, the irreversible effect does not hold anymore (Ramani and Richard, 1993). This is not seen as a negative conclusion for METEORS. To the contrary, it confirms that the DM should not automatically select the reversible technology and therefore a model such as METEORS is a powerful tool to help the DM in selecting the most valuable technology at each stage.

7.7 *Discussion*

This discussion considers the effect of both time constraints and levels of benefits on remediation strategy characteristics, and consequently on site managers' attitudes. All 17 simulations are considered in this discussion.

For several reasons (regulations, property transfers, environmental impacts, accidental contamination, internal recommendations), it is often desirable to reach the remediation objectives as quickly as possible. The question is asked here if it is always right to follow such time constraints. Firstly, time limitations force the selection of effective, fast, but expensive technologies, which may lead to negative scenario values (final benefits lower than treatment costs). Secondly, with the concept of optimal remediation strategy described in this paper, duration constraints imply the possibilities of uncompleted remediation and lower final benefits and scenario values, leading to high risk indices.

Figure 7-3 and Figure 7-4 present both the RI reduction and the ORS value respectively for a decrease in time constraints and an increase in annual benefits. Because RI decreases, scenario values converge to the ORS value for both high benefits remediation and low time restrictions. RI decreases and reaches a plateau more rapidly with a reduction of the time constraint than with annual benefits increase. Therefore, with the goal of identifying the ORS with the lowest RI, attention should be paid first to the identification of post-remediation projects generating high benefits. When the after treatment project and its annual benefits are fixed, it is easy to lower the RI by finding the optimal time constraint.

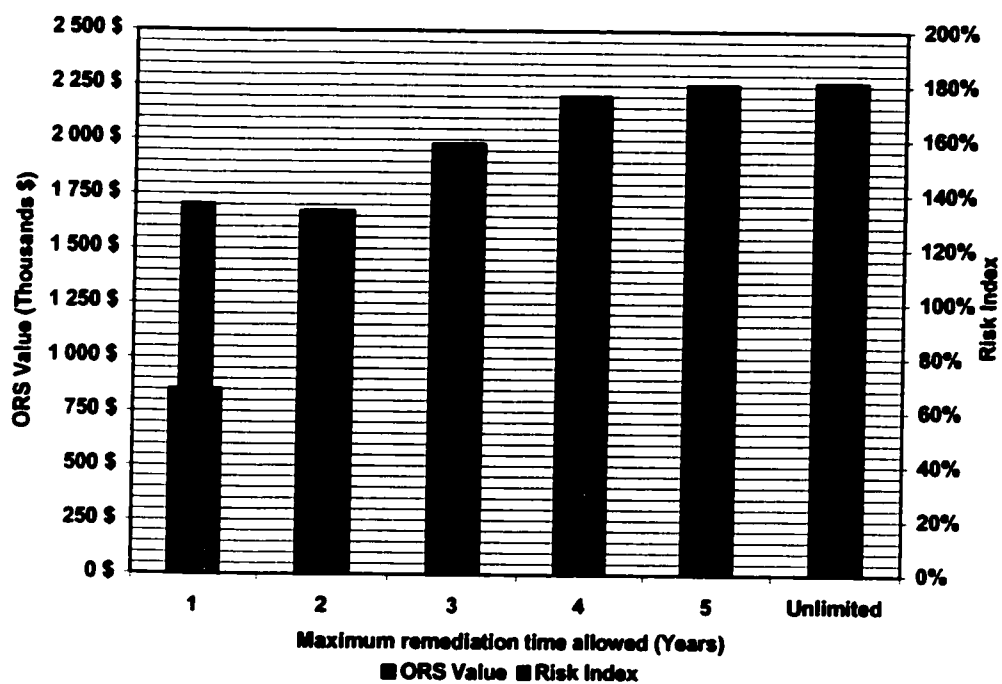


Figure 7-3 Effects of time constraint on both Risk index (RI) and Optimal Remediation Strategy (ORS) value

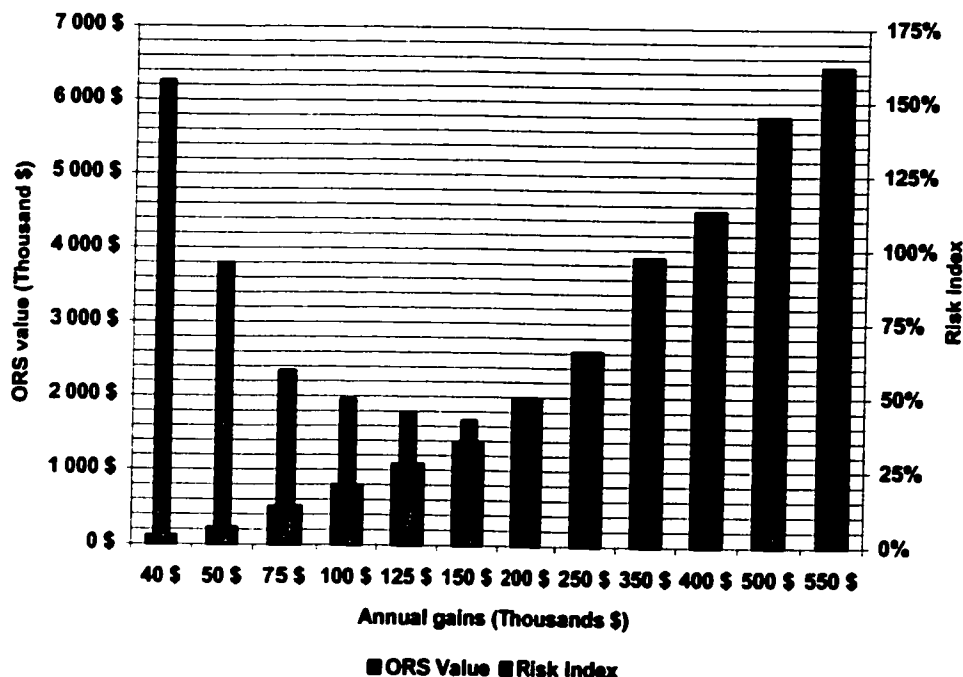


Figure 7-4 Effects of benefits values on Risk index (RI) and Optimal Remediation Strategy (ORS) value

The increase in ORS value does not reach a plateau as benefits increase. For simulations with extremely high benefits, the costs of both technologies are negligible compared to benefits, and so the most effective technology is always preferred. For such cases, the ORSs include biopile treatment, for which treatment costs are fixed. Any increase in the benefits, in high range of the benefits scale, will increase the ORS value. On the other hand, the increase of ORS value with reduction in time constraint reaches a plateau near the expected remediation time (3.2 years) of the ORS in the unlimited duration simulation (results not shown). Once again, the conclusion is that attention should be paid first to the identification of projects generating high benefits. When the project is identified, a study of the optimal time constraint can be done. A limitation around the expected time of the unlimited simulation would be sufficient. Beyond this point, both the RI reduction and the ORS value increase are no longer significant.

Based on both time constraint and the effects of benefits on the risk and the value of a remediation strategy, it is concluded that site remediation can be valuable if managers are proactive, meaning that they do not wait to be compelled by the regulation to treat a site. By being proactive, site managers are not constrained to remediate a site within a specific duration, and can plan the after treatment life of the site. Proactivity in site remediation will lead to scenarios having high values and high probability of success. It can also be concluded that as each strategy is site-specific, METEORS is a useful model to support proactive management of contaminated sites.

7.8 Appendix

As specified in the body of the paper, treatment costs depend on the design of the technology. This appendix describes the design of *in situ* bioventing and biopile technologies.

In situ bioventing system is a network of air extraction wells that provides the oxygen necessary for microorganisms to mineralize the contaminant, while simultaneously minimizing the volatilization of contaminant (Hoeppe et al., 1991; Hinchee, 1994). The space between each vertical extraction well is the basis of the *in situ* bioventing design. This distance is fixed as the smaller of the pneumatic radius of influence (Johnson et al., 1990) (evaluated as 4.66 m for the study site) and the biological radius of influence (evaluated as 4.05 m for the study site) (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c). A total of 150 extraction wells, spaced at 5.7 meters (1.41 times the radius of influence (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c)) are necessary for the treatment of the site. Each well requires an airflow of 0.3 cubic feet per minute (cfm), which is less than usual (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). This value is constrained by the need to avoid upwelling of the shallow water table at this site. The total remediation duration for reaching the criterion B from the mean initial concentration is

deterministically evaluated as 2.9 years, based on an *in situ* respiration rate of 7.2 %/day (a rough average of values found in Hinchee and Ong (1992)). Actual duration may vary from this estimate, depending on the technology effectiveness and the true initial level of contamination.

Biopile treatment system also provides oxygen to microorganisms, , but the treatment is *ex situ*, meaning that the soil needs to be excavated (von Fahnestock et al., 1998). The soil is placed in a pile over a network of perforated pipes. The available space on the study site allows the simultaneous use of five biopiles, each one having a volume of 531 m³ (10(w) x 50(l) x 1.5(h) meters) with a single network of three 2-inch perforated PVC pipes. Air extraction from the cell is preferred to injection into it for the control of volatilized contaminants. For an oxygen uptake rate of 88%/day (Reisinger et al., 1996) and an oxygen utilization ratio of 66% for contaminants over other organic matter (estimated from evaluations of contaminant reduction rates in Reisinger et al. (1996)), a biodegradation rate of 41.6 mg diesel/(kg-day) has been fixed. An oxygen concentration of 191.9 m³ oxygen/m³ soil is required for the mineralization of diesel in the soil. Allowing a safety factor of 2 and with all five biopiles linked on the same aeration system (blower, humidification tower and biofilter), the total airflow rate required is 324.2 m³ air/h (191 cfm), for a duration of 4.4 months. Allowing for low temperatures during the winter, nine operational months can be obtained during one calendar year. As the total volume of soil requires 19 biopiles, the total remediation duration is 17.6 operational months (two calendar years). Given the same biodegradation rate (i.e., same design) and without increasing the number of biopiles on the site, the total remediation duration is only influenced by the initial mean concentration. For a mean concentration of 3 600 mg/kg, the total soil volume can be treated in less than a year.

CHAPITRE 8 Discussion

Au cours des trois chapitres précédents, un modèle technico-économique pour l'aide à l'identification de la stratégie optimale de restauration d'un site contaminé a été développé et appliqué dans le cadre de la simulation de la restauration d'un site contaminé au diesel. Une nouvelle attitude en matière de gestion de la restauration d'un site contaminé a également été proposée suite à l'analyse des résultats de la simulation de la restauration.

Pour que METEORS soit utilisé par un gestionnaire de site contaminé afin d'identifier et d'analyser la stratégie optimale de restauration respectant des contraintes techniques, économiques et temporelles, il faut l'intégrer au sein d'un véritable outil d'aide à la gestion. Le but de cette thèse n'est pas de développer cet outil. Par contre, ce chapitre propose une mise en forme de la structure d'un tel outil. La première section de ce chapitre présente donc une telle structure tandis que la seconde section discute de différentes réponses qui peuvent être générées par un outil basé sur METEORS pour l'aide à la gestion de la restauration.

8.1 Structure d'un outil basé sur METEORS pour l'aide à la gestion de la restauration

La problématique entourant la restauration d'un site contaminé est composée d'une connaissance imparfaite du site et de son niveau de contamination. Ceci est dû en partie à son hétérogénéité et à la dispersion du contaminant dans les sols et les eaux souterraines. Une caractérisation du site révélera, avec une certaine précision, sa situation actuelle seulement en certains points spécifiques. La caractérisation pourrait ne pas prendre en considération des petites zones de contamination très forte ou à l'inverse, considérer certaines de ces zones comme représentatives

de l'ensemble de la contamination qui prévaut sur le site. De plus, la quantité et l'emplacement des points d'échantillonnage peuvent influencer l'idée que le décideur se fera du niveau de contamination du site. Des points trop rapprochés et de concentrations similaires vont trop influencer une éventuelle moyenne du niveau de contamination. Une caractérisation exhaustive de l'ensemble du site n'étant pas envisageable, principalement pour des raisons économiques, un juste-milieu doit être établi entre le coût de la caractérisation et le niveau de certitude recherché par rapport à la situation du site. Puisque le choix de la technologie de restauration dépend à la fois de son potentiel d'applicabilité et de ses coûts d'application, tout deux fonction de la caractérisation du site, un lien direct peut être fait entre le degré de certitude face à la contamination du site et la pertinence de la technologie sélectionnée. Le modèle développé dans cette thèse peut, par sa symbiose entre les paramètres techniques et les paramètres économiques associés à la restauration d'un site, aider à l'identification de la stratégie optimale de restauration.

Un tel outil d'aide à la gestion de la restauration repose sur une structure inspirée des différents paramètres et calculs qui ont été nécessaires dans les simulations réalisées à la section 7.6. Cette structure est proposée à la Figure 8-1. Cinq composantes alimentent le modèle technico-économique pour la génération de trois groupes de réponses.

1. La saisie de données par l'utilisateur est le seul et unique point d'entrée des données spécifiques à la simulation de la restauration. L'utilisateur doit spécifier, par exemple à l'aide de menus déroulants et pour chaque point d'échantillonnage considéré, la valeur de chaque paramètre du site (concentration en contaminant, granulométrie du sol, pH, présence d'une microflore indigène, profondeur de la nappe phréatique par exemple). L'utilisateur doit également spécifier les valeurs économiques du site selon les niveaux

de contamination atteints ainsi que toute contrainte technique, économique ou temporelle devant être considérée lors de la simulation de la restauration.

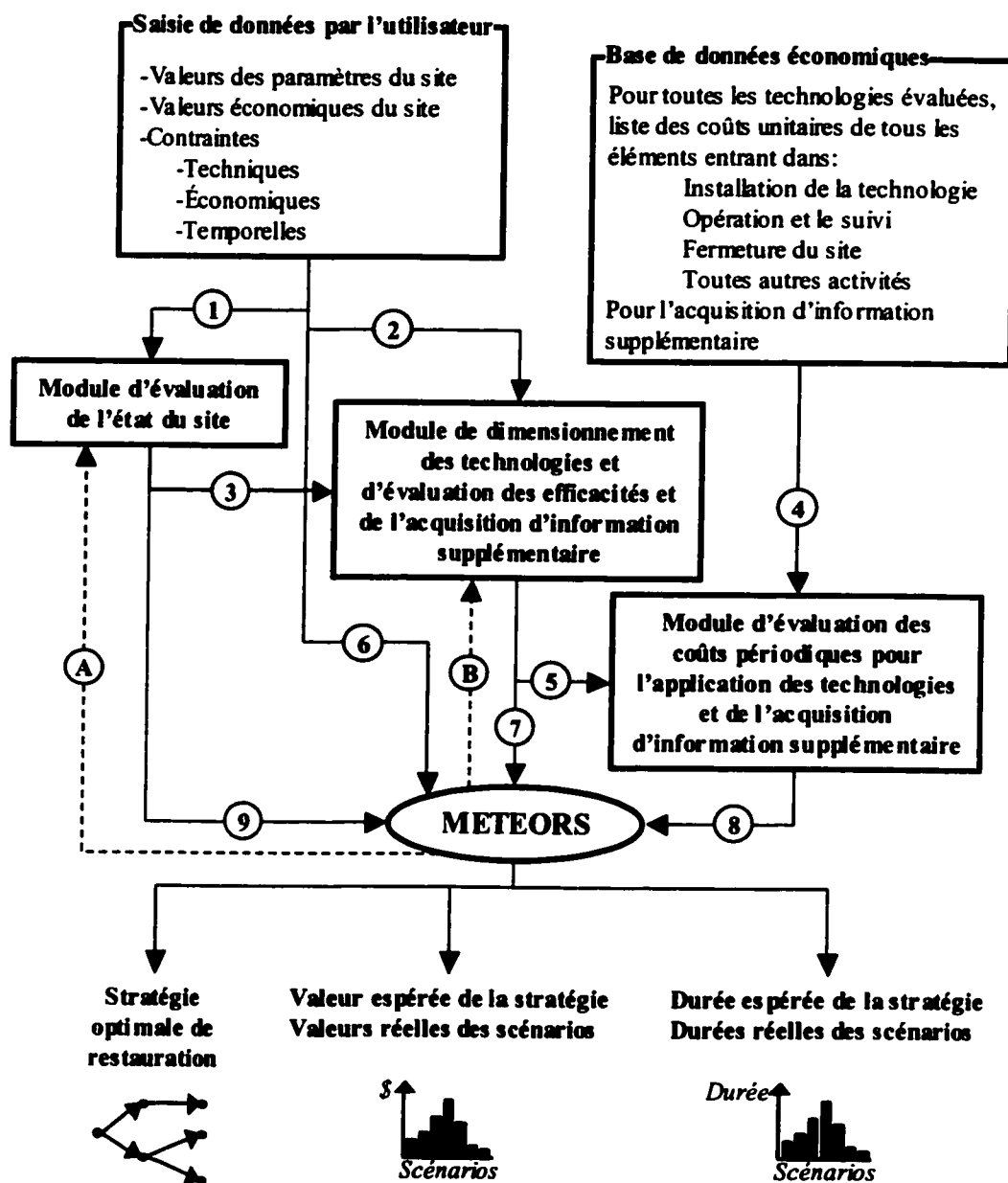


Figure 8-1 Schématisation de la structure d'un outil d'aide à la gestion basé sur
METEORS

2. La base de données économiques doit comporter les coûts de tous les éléments entrant dans l'installation, l'opération et le suivi, la fermeture ou toute autre activité associée à l'utilisation d'une technologie de restauration donnée. Puisqu'un élément peut être associé à plus d'une technologie (par exemple un tuyau), les coûts dans cette base sont unitaires. Cette base contient également les coûts associés à l'acquisition d'information supplémentaire suite à une caractérisation additionnelle.
3. Le module d'évaluation de l'état du site correspond aux simulations géostatistiques réalisées (voir l'Annexe 4) dans le but d'évaluer une concentration moyenne en contaminant sur le site et d'établir les probabilités d'occurrence des différentes situations possibles du site. Puisque les points de concentrations connues en contaminant sont nécessaires dans ce module, un lien avec la saisie de données par l'utilisateur est requis (Flèche 1).
4. Le module de dimensionnement des technologies et d'évaluation de leurs efficacités assure le volet technique de la simulation. Chaque technologie considérée est dimensionnée (voir par exemple l'annexe A 3.1.3) afin d'être en mesure de restaurer le site contaminé. L'efficacité de chaque technologie est également évaluée pour l'atteinte d'un état donnée à partir d'une situation donnée (voir par exemple les Annexe 1 et A 3.1.2). Puisque le dimensionnement et l'évaluation des efficacités dépendent à la fois des données du site, de la concentration moyenne et des différentes situations possibles du site, des liens doivent être faits entre ce module et la saisie de données par l'utilisateur (Flèche 2) et le module d'évaluation de l'état du site (Flèche 3).
5. La dernière composante alimentant METEORS est le module économique. Sa fonction est d'évaluer les coûts fixes et les coûts variables de l'utilisation de toutes les

technologies considérées. Il doit également évaluer les coûts d'acquisition d'information supplémentaire. Pour l'évaluation de tous ces coûts, le module utilise les coûts unitaires provenant de la base de données économiques (Flèche 4) ainsi que les besoins spécifiés par le module technique (Flèche 5) en équipement, main-d'œuvre et matériel requis pour l'application d'une technologie ou pour l'acquisition d'information supplémentaire.

La simulation à proprement parler de la restauration du site est réalisée par le modèle technico-économique (METEORS). Ce dernier utilise l'ensemble des valeurs produites par les cinq composantes présentées précédemment. Les contraintes de la simulation sont apportées à partir de la saisie des données par l'utilisateur (Flèche 6). Les efficacités des technologies considérées proviennent du module technique (Flèche 7). Les données économiques pour l'application d'une technologie en particulier durant une période ou l'acquisition d'information supplémentaire sont acheminées à partir du module économique (Flèche 8). Finalement les données quant à la contamination du site, soit les probabilités d'occurrence des différentes situations, sont incorporées dans la simulation à l'aide du module d'évaluation de l'état du site (Flèche 9). Puisque METEORS est un modèle récursif, la concentration moyenne et l'état du site doivent être réévalués pour chaque scénario développé (Flèche A) après chaque période simulée. Puisque des changements ont lieu dans la concentration sur le site, les efficacités des technologies considérées (et possiblement leurs dimensionnements) peuvent également être modifiées (Flèche B). Des changements dans le dimensionnement d'une technologie occasionnent automatiquement des modifications dans les coûts de son application (Flèche 5).

La simulation de la restauration se poursuit ainsi jusqu'à ce qu'une contrainte technique (atteinte de l'objectif de restauration avec assez de certitude), économique (dépassement budgétaire ou

non-rentabilité de poursuivre la restauration par rapport au statu quo) ou temporelle (atteinte de la durée maximale permise pour la restauration) soit rencontrée. Suite à la simulation de la restauration, différentes réponses peuvent être communiquées à l'utilisateur par l'outil. Ces réponses sont présentées à la section suivante.

8.2 *Particularités de la réponse d'un outil basé sur METEORS pour l'aide à la gestion de la restauration*

Trois différentes réponses d'une simulation réalisée à l'aide d'un outil basé sur METEORS pour l'aide à la gestion de la restauration sont présentées dans cette section, la séquence des technologies à appliquer, la valeur de la restauration et la durée de celle-ci.

8.2.1 Séquence des technologies à appliquer

Le modèle technico-économique identifie, par la maximisation de la valeur de la restauration par le choix de la technologie et de l'acquisition ou non d'information supplémentaire, l'ensemble des scénarios issus d'une même décision et formant la stratégie optimale de restauration. Cette dernière présente séquentiellement les choix de technologie et d'acquisition d'information à faire tout au long de la restauration du site. La Figure 7-2 est utilisée à titre d'exemple. En début de première période le décideur doit choisir la bioventilation *in situ* sans acquérir d'information supplémentaire. En début de seconde période, le décideur n'a pas à savoir à l'aide de quel scénario il a évolué durant la première période. Il doit simplement savoir quelle est la situation du site la plus probable en début de seconde période. Celle-ci lui est révélée grâce à l'information divulguée automatiquement par le suivi du procédé en première période. Si la situation la plus probable est faiblement contaminée, la séquence recommande d'arrêter la restauration. Si la situation la plus probable est moyennement contaminée, la séquence identifie

la bioventilation *in situ* sans acquisition d'information supplémentaire comme choix optimal. Finalement, si la situation la plus probable est fortement contaminée, la séquence de décision recommande l'acquisition d'information supplémentaire avant de choisir la technologie à suivre. L'explication complète de cette séquence des technologies à appliquer est donnée à la section 7.6. Au sens figuré, la stratégie optimale de restauration est la recette à suivre pour obtenir avec le plus de certitude une restauration parmi les plus rentables.

Également, il est possible de connaître les probabilités d'occurrence de tous les scénarios composant la stratégie optimale de restauration. Bien que tout scénario puisse se réaliser si sa probabilité d'occurrence est supérieure à zéro, un décideur peut se faire une idée des scénarios les plus probables de se réaliser avant même d'appliquer la stratégie. En cas d'insatisfaction de la part du décideur face aux scénarios les plus probables (par exemple des valeurs économiques trop faibles ou durées de traitement trop grandes), il peut modifier certaines données ou contraintes dans le module de saisie de données et relancer la simulation de la restauration et ce, jusqu'à ce qu'il soit satisfait de la stratégie optimale de restauration.

8.2.2 Valeur de la restauration

METEORS peut fournir deux formes de valeurs de la restauration. La première est la valeur espérée de la stratégie optimale de restauration, c'est la valeur du premier nœud de décision de la stratégie. Ceci ne représente pas la valeur qu'obtiendra le décideur en suivant la stratégie, mais une moyenne pondérée des valeurs réelles de tous les scénarios composant la stratégie. La pondération est réalisée à l'aide des probabilités d'occurrence de chaque scénario. La seconde est la valeur de chaque scénario composant la stratégie. Cette valeur est bien réelle pour le décideur, à condition bien sûr que le scénario se réalise.

8.2.3 Durée de la restauration

La troisième réponse fournie par le modèle s'apparente dans la forme à la valeur de la restauration. Il s'agit de la durée de la restauration. Tout comme pour la valeur de la restauration, deux formes de durée sont générées par METEORS. La première durée est associée à la stratégie optimale de restauration, il s'agit de la durée espérée ou de la moyenne pondérée des durées réelles des scénarios composant la stratégie. La seconde durée correspond à la durée réelle de chaque scénario. En combinant les probabilités d'occurrence de tous les scénarios ayant une durée de restauration identique, il est possible d'obtenir un profil de la durée totale du traitement du site. Ainsi, l'utilisation d'un outil ayant à la base le modèle technico-économique METEORS peut servir à la prédiction de la durée de la restauration d'un site.

Encore une fois, si le profil de la durée totale ne satisfait pas le décideur (les probabilités d'occurrence des grandes durées sont trop élevées par exemple), le décideur peut modifier certaines données de la simulation, par exemple une contrainte plus serrée sur la durée maximale permise, et refaire la simulation de la restauration du site.

Puisqu'une simulation réalisée à l'aide d'un outil basé sur METEORS a lieu avant l'application réelle d'une technologie sur le site contaminé, un décideur peut effectuer autant de modifications qu'il le désire sur les contraintes et les données associées au site et générer plusieurs stratégies optimales de restauration jusqu'à l'obtention de celle avec laquelle il est le plus confortable. Un tel outil pourrait également être utilisé pour des fins de formation puisqu'il permet de simuler la restauration de sites hypothétiques et d'observer les modifications dans l'approche de la restauration suite à des changements dans les valeurs des paramètres du site.

CHAPITRE 9 Développement théorique complémentaire

Suite aux trois chapitres ayant mis en place METEORS et introduit le principe de proaction comme attitude à adopter pour favoriser la rentabilité d'une restauration, ce chapitre pousse dans un premier temps, le développement du modèle et dans un second temps, la réflexion sur sa nécessité. Ainsi, la première section se veut, à la lumière des résultats obtenus dans les chapitres précédents, une ébauche de l'amélioration première de METEORS dans le but de l'adapter davantage à la problématique de l'acquisition coûteuse d'information en restauration des sites contaminés. La deuxième section, pour sa part, relie les recommandations faites suite aux résultats des simulations à un éventuel usage de ce modèle par des gestionnaires de terrains contaminés.

9.1 Adaptation de METEORS à l'acquisition d'information imparfaite

Les résultats obtenus des simulations réalisées dans le cadre de cette thèse permettaient d'affirmer que le développement d'une stratégie optimale de restauration d'un site passe inévitablement par le maintien d'une flexibilité dans le processus de décision ou par l'amélioration des connaissances du décideur face à la situation réelle du site avant de sélectionner la technologie à utiliser, voire même par une combinaison des deux.

L'acquisition d'information sur un état donné dans un contexte de marché diffère de celle dans un contexte de restauration des sites contaminés principalement par un aspect, le coût associé à cette acquisition. Cette différence a été exploitée dans le développement du modèle par l'ajout d'un coût associé à cette acquisition d'information. Par contre, une seconde différence fut laissée volontairement de côté pour un premier développement, soit la qualité de cette

information supplémentaire. La connaissance avec exactitude de la situation réelle du site suite à une acquisition d'information a été considérée tout au long du développement du modèle et des simulations de la restauration d'un site dans les CHAPITRE 6 et CHAPITRE 7. Cette hypothèse de la réduction à néant de l'incertitude face à la situation du site suite à une acquisition d'information s'est reflétée jusque dans l'évaluation du nombre minimal d'échantillons nécessaires pour obtenir cette connaissance parfaite. Devant les résultats concluants des simulations réalisées à l'aide du modèle et en comprenant également que l'acquisition d'information parfaite n'est techniquement pas possible en environnement et n'est bien souvent pas économiquement avantageuse en raison de son coût très élevé, il est permis d'imaginer une bonification du modèle par la prise en considération d'une acquisition d'information non parfaite. Ainsi, cette section adapte METEORS à l'acquisition d'information imparfaite.

En situation de non-gratuité de l'information supplémentaire, le recours à l'acquisition de connaissances additionnelles au sujet de la situation réelle du site n'a lieu que dans une plage précise d'incertitude. C'est-à-dire pour une probabilité d'occurrence d'une situation comprise entre deux valeurs fixées par les coûts et les bénéfices associés aux alternatives disponibles. La Figure 9-1 (inspirée de Forsyth (1997)) présente une plage de probabilités d'occurrence (de 31,5 à 93,6 %) de la situation extrême favorisant une acquisition d'information supplémentaire pour la seule simulation présentant en début de seconde période un avantage à acquérir de l'information (simulation avec bénéfices moyens et durée maximale moyenne, voir la section 7.6). Cette plage se rétrécit avec une augmentation des coûts d'acquisition d'information en raison d'un déplacement vers le bas de la droite de l'information non gratuite.

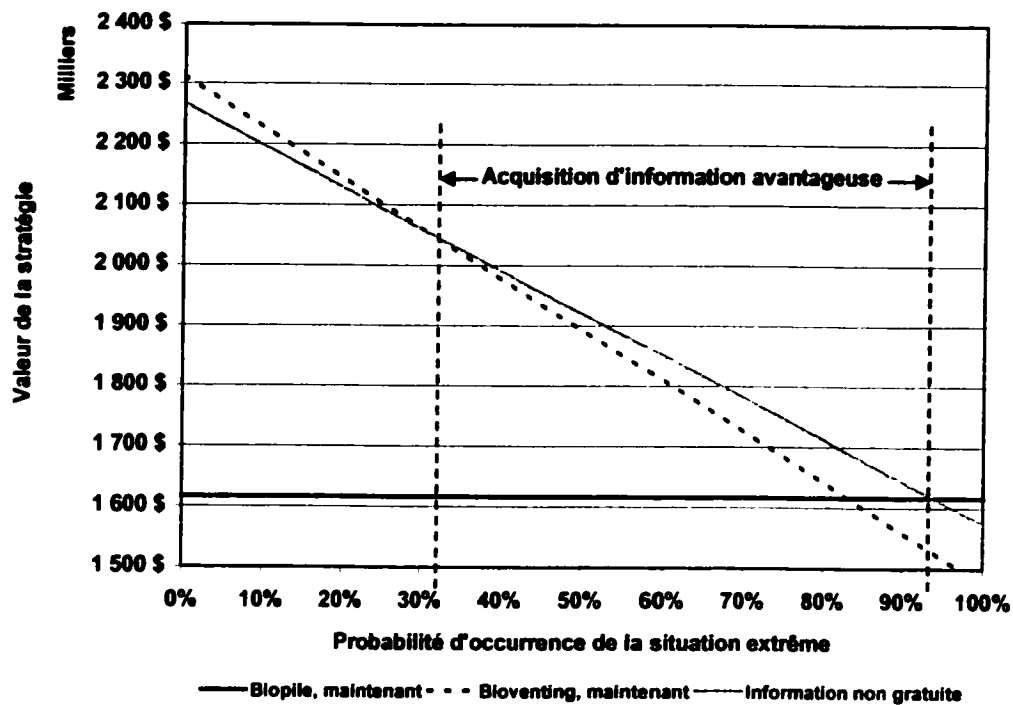


Figure 9-1 Plage de probabilités pour lesquelles l'acquisition d'information est avantageuse

Il faut se souvenir que la probabilité d'occurrence de la situation extrême était pour cette simulation de 91,9 %, soit à l'intérieure de la plage, d'où l'identification par le modèle de la nécessité d'acquérir de l'information supplémentaire. La représentation graphique de cette plage pour cette simulation est possible puisqu'il n'y a que deux technologies possibles et que seules deux situations sur les trois ont des probabilités d'occurrence non nulles (la situation légère a une probabilité d'occurrence nulle dans cet état). Pour des choix plus complexes (plus de technologies ou plus de situations), il est possible d'évaluer une telle plage, mais sa représentation graphique est plus difficile. Forsyth (1997) élabore plus en détail cette plage de probabilités justifiant l'acquisition d'information.

Face au gain que peut représenter l'acquisition d'information supplémentaire en révélant la véritable situation du site mais en raison des coûts associés à une collecte de renseignements parfaits, il serait intéressant et justifié d'étudier l'influence d'acquérir une information non parfaite à moindre coût.

9.1.1 Acquisition d'information imparfaite

L'objectif d'une telle étude est de modifier les connaissances du décideur de façon à ce que les probabilités d'occurrences des situations considérées se rapprochent soit de zéro (0), s'il s'agit au départ d'une situation à faible probabilité d'occurrence ou de l'unité (1), s'il s'agit d'une situation à forte probabilité d'occurrence. Pour l'adaptation du modèle technico-économique à cette acquisition d'information imparfaite, le nombre d'échantillons pris aléatoirement sur le site est encore retenu comme étant la façon d'améliorer les connaissances face à la situation réelle du site. Si un échantillonnage supplémentaire (composé d'un nombre d'échantillons inférieur à la quantité requise pour connaître avec certitude la situation réelle du site) révèle que le site est contaminé dans la situation la plus extrême selon une certaine probabilité, sachant que cette information n'est pas parfaite, le décideur peut orienter son choix en faveur de cette nouvelle information ou en désaccord face à cette dernière. Selon la confiance qu'il aura envers cette nouvelle information et la probabilité *a priori* que le site soit effectivement contaminé selon cette situation, il choisira l'action la plus optimale à ses yeux. Il est possible d'établir un lien entre la probabilité *a priori* du niveau de contamination du site et celle résultant de l'acquisition d'information complémentaire par l'entremise du théorème de Bayes et ce, en raison de leur dépendance (Baird, 1978).

D'un point de vue strictement mathématique, ce théorème peut se définir en considérant deux événements A et B de l'ensemble S. La réalisation d'un élément influence celle de l'autre;

c'est-à-dire que les deux éléments ne sont pas indépendants. L'équation 9-1 (Amiot, 1990) exprime ce théorème lorsque la probabilité d'occurrence de l'événement A est non nulle.

$$\forall A, B \in S, \text{si } P(A) \neq 0, \text{ alors } P(A \cap B) = P(B|A)P(A) \quad (9-1)$$

Grenier (1999) utilise ce théorème dans le domaine médical pour améliorer le diagnostique primaire de la présence d'une maladie. Par un test médical dont la fiabilité est connue, la présomption de la présence de la maladie est réévaluée. Selon la qualité du test, s'il révèle qu'il y a maladie, la probabilité *a priori* qu'il y ait effectivement maladie est augmentée. Cette nouvelle probabilité est dite conditionnelle à la réponse du test. Si, à l'opposé, le test révèle qu'il n'y a pas maladie, la probabilité *a priori* qu'il y ait maladie (pas maladie) est diminuée (augmentée). En redéfinissant les deux événements A et B comme étant respectivement la présence d'une maladie (M) et le résultat d'un test (T) de dépistage de la maladie, la probabilité qu'il y ait maladie si le test de dépistage est positif (T⁺) est donnée par l'équation 9-2 (Grenier, 1999).

$$P(M|T^+) = \frac{P(M)P(T^+|M)}{P(M)P(T^+|M) + P(\overline{M})P(T^+|\overline{M})} = \frac{P(M)P(T^+|M)}{P(T^+)} \quad (9-2)$$

La qualité du test se définit selon deux paramètres, sa sensibilité et sa spécificité (Grenier, 1999). Le premier donne la probabilité du test d'identifier l'élément recherché parmi un ensemble d'individus porteurs de cet élément. En reprenant la notation du dépistage de maladie utilisée précédemment, il s'agit de la probabilité conditionnelle $P(T^+|M)$ et se note Se. Le second représente la probabilité de ne pas identifier l'élément cherché parmi un ensemble d'individus ne portant pas l'élément. Il s'agit cette fois de la probabilité conditionnelle $P(T^-|\overline{M})$ et se note Sp.

Finalement, en utilisant les ratios de vraisemblance positive (L) (équation 9-3) et négative (λ) (équation 9-4), traduisant respectivement le ratio entre les taux de vrais positifs et faux positifs et le ratio entre les taux de faux négatifs et de vrais négatifs (Grenier, 1999), la probabilité conditionnelle qu'il y ait maladie si le test est positif (également appelée la valeur prédictive positive, VPP) est donnée par l'équation 9-5 où p représente la probabilité *a priori* qu'il y ait maladie, soit $P(M)$. Ainsi, par la réalisation d'un test de dépistage, si le résultat de ce dernier est positif, la probabilité qu'il y ait maladie augmente de p à VPP. À l'opposé, si le résultat du test est négatif, la probabilité qu'il y ait tout de même maladie passe de p à EPN, la valeur de l'erreur prédictive négative définie par l'équation 9-6.

$$L = \frac{Se}{1 - Sp} \quad (9-3)$$

$$\lambda = \frac{1 - Se}{Sp} \quad (9-4)$$

$$VPP = P(M|T^+) = \frac{p \cdot L}{p \cdot (L - 1) + 1} \quad (9-5)$$

$$EPN = P(M|T^-) = \frac{p \cdot \lambda}{p \cdot (\lambda - 1) + 1} \quad (9-6)$$

Le gain du test, l'écart entre la valeur prédictive positive et l'erreur de prédiction négative, est d'autant plus grand que la probabilité *a priori* reflète une grande incertitude, c'est-à-dire une probabilité tendant vers les 50 %. Si la probabilité *a priori* de maladie est grande, tendant vers l'unité, l'influence d'un test de dépistage se fera davantage ressentir sur l'erreur de prédiction négative (EPN) que sur la valeur de prédiction positive (VPP).

9.1.2 Application de l'acquisition d'information imparfaite à la caractérisation complémentaire d'un site

L'idée maintenant est de traduire ce concept de probabilités conditionnelles ou probabilités révisées suite à la réalisation d'un test de dépistage au contexte d'acquisition d'information supplémentaire face au niveau de contamination d'un sol. Afin de conserver l'analogie avec le dépistage médical, pour lequel l'événement et le dépistage sont binaires, le niveau de contamination sur le site est également considéré binaire (fortement contaminé ou faiblement contaminé) dans le développement qui suit. La maladie équivaut à la forte contamination du site, une situation de contamination élevée (H). L'absence de maladie correspond à une situation de contamination faible (f). Le test de dépistage équivaut pour sa part à une campagne d'échantillonnage sur le site (prélèvement et analyse de sol). La taille de cet échantillon sera discutée plus loin dans cette section. La réponse binaire du test peut être en faveur d'une situation de contamination élevée ($\beta(H)$) ou d'une situation de contamination faible ($\beta(f)$). La qualité de la campagne d'échantillonnage (caractérisation supplémentaire) est définie, tout comme le test de dépistage, par les paramètres de sensibilité et de spécificité. La sensibilité de cette caractérisation est la probabilité que les échantillons soient associés à une situation de forte contamination (H) alors que la situation réelle est H. La spécificité est la probabilité que les échantillons soient associés à une situation de faible contamination (f) alors que la situation réelle est f. Soit $P(H)$, la probabilité *a priori* que le site soit contaminé selon la situation H, $P(\beta(H))$, la probabilité que le test indique que la contamination est associée à la situation H et $P(\beta(H)|H)$, la probabilité que l'échantillonnage supplémentaire indique que le site est contaminé selon cette même situation si la véritable situation du site est H (la sensibilité du test). L'équation 9-7 adapte le théorème de Bayes (ou la valeur prédictive positive) à ce contexte d'acquisition d'information supplémentaire. En conservant la notation utilisée précédemment

pour les ratios de vraisemblance positive et négative (respectivement L et λ) et en associant la probabilité *a priori* d'une situation de contamination H à la variable p , les termes de la valeur prédictive positive (VPP) et de l'erreur de prédiction négative (EPN) définis respectivement aux équations 9-5 et 9-6 s'appliquent au contexte d'acquisition d'information supplémentaire en restauration d'un site contaminé.

$$P(H|\beta(H)) = \frac{P(H)P(\beta(H)|H)}{P(H)P(\beta(H)|H) + P(f)P(\beta(H)|f)} = \frac{P(H)P(\beta(H)|H)}{P(\beta(H))} \quad (9-7)$$

Avant réaliser un exemple simplifié de l'application de ces notions de réajustement des probabilités de contaminations à la suite d'une acquisition d'information, deux éléments doivent encore être traités. Il s'agit de la définition de la taille de l'échantillon nécessaire et de la transformation du modèle technico-économique pour refléter cette idée d'acquisition d'information imparfaite.

La méthodologie relative à cette notion du nombre d'échantillons nécessaires pour révéler la situation réelle du site est présentée à la section A 5.1 de l'Annexe 5. Dans cette méthodologie, deux paramètres (α et β) marquent respectivement les probabilités d'erreur de type I et II relativement à un test d'hypothèse sur le niveau de contamination du site. Les probabilités d'erreur de type I et II sont en théorie nuls lorsque l'acquisition d'information permet de connaître avec certitude la situation réelle du site. En pratique, tel qu'exposé dans la section A 5.1, le nombre d'échantillons tend vers l'infini pour des valeurs de α et β nulles (c'est pour cette raison qu'ils ont été fixés tous les deux à 10 % pour l'acquisition d'information parfaite). Un lien direct peut être fait entre ces deux paramètres et l'acquisition d'information supplémentaire (la caractérisation complémentaire d'un site). En effet, les deux paramètres de la qualité du test, la sensibilité et la spécificité, sont respectivement les compléments des paramètres β et α . Ainsi,

en fixant les paramètres de probabilités d'erreur de type I et II, il est possible dans un premier temps d'évaluer le nombre d'échantillons à collecter sur le site et dans un second temps, d'évaluer les probabilités révisées de contamination du site selon la réponse du test. Un exemple complet est donné à la fin de cette section.

9.1.2.1 Adaptation du modèle technico-économique à l'acquisition d'information imparfaite

Cette partie porte sur l'adaptation de METEORS développé au CHAPITRE 5. Les modifications au modèle touchent la seconde approche (seconde ligne de l'équation 5-8) débutant par le coût d'acquisition d'information. Suite à une acquisition d'information parfaite, la situation réelle du site est révélée au décideur et ce dernier sélectionne directement la meilleure technologie (ou la non-utilisation d'un traitement) selon la réponse du test. Si l'information ne permet pas de connaître avec certitude la véritable situation du site, telle qu'abordée dans la présente section, le décideur ne peut sélectionner hors de tout doute la technologie la plus appropriée à la situation réelle. Il doit encore choisir la meilleure technologie pour l'ensemble des situations possibles, situations dont les probabilités d'occurrence ont été révisées suite à la réponse du test de caractérisation. Si dans le modèle initial (voir l'équation 5-8), la maximisation par choix de la technologie se situe avant la sommation pondérée des situations pour la première approche (première ligne) et après cette sommation pour la seconde (seconde ligne), en information supplémentaire imparfaite cette maximisation se situe entre deux probabilités; après la probabilité de la réponse du test (représentant une information supplémentaire) mais avant la probabilité conditionnelle de la situation du site par rapport à la réponse du test (représentant une information imparfaite). L'écriture de la seconde ligne de l'équation 5-8 est adaptée (équation 9-8) à l'acquisition d'information imparfaite dont le résultat

du test est plus général que le couple (H, f) utilisé précédemment. La réponse (a) du test de la caractérisation (β) est un élément de l'ensemble de toutes les réponses possibles $(A(\beta))$, lui-même fonction du test réalisé.

$$v^+(q) = -I(q) + \sum_{a \in A(\beta)} P(\beta(a)) \cdot \max_{t \in T(q)} \left\{ \sum_{s \in S} P(s|\beta(a)) \left[-C(s, t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q'|s, t) \cdot V_{n-1}(q') dq' \right] \right\}$$

(9-8)

Avant d'inclure cette nouvelle seconde alternative dans le modèle technico-économique d'origine, une dernière modification est réalisée à l'équation 9-8. Pour que la réponse du modèle soit véritablement optimale, il faut que le test utilisé pour l'évaluation de la valeur de la restauration par la seconde alternative soit également optimal. C'est-à-dire que le test utilisé doit représenter le juste équilibre entre la réévaluation des probabilités d'occurrence des situations du site et le coût associé à la collecte et l'analyse des échantillons supplémentaires. Pour ce faire, le modèle doit être en mesure de comparer différents tests. La notion de plusieurs tests peut être associée dans sa plus simple expression à différents nombres d'échantillons à prélever sur le site. L'équation 9-9 présente la maximisation de l'alternative d'acquisition d'information imparfaite par choix du test. Il est à remarquer la légère modification dans la notation du coût d'acquisition de l'information; ce coût est maintenant fonction du test évalué (d'où l'indice β).

Le modèle technico-économique considérant l'acquisition d'information imparfaite (équation 9-10), qui sera appelé par la suite METEORS⁺, s'obtient en remplaçant la seconde approche du modèle METEORS (voir l'équation 5-8) par l'équation 9-9.

$$v^+(q) = \max_{\beta} \left\{ \begin{array}{l} -I_{\beta}(q) + \sum_{a \in A(\beta)} P(\beta(a)) \cdot \dots \\ \dots \max_{t \in T(q)} \left\{ \sum_{s \in S} P(s|\beta(a)) \cdot \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) \cdot V_{n-1}(q') dq' \right] \right\} \end{array} \right\} \quad (9-9)$$

$$V_n(q) = \max_{\beta} \left\{ \begin{array}{l} \max_{t \in T(q)} \left(\sum_{s \in S} q(s) \cdot \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) \cdot V_{n-1}(q') dq' \right] \right) \\ -I_{\beta}(q) + \sum_{a \in A(\beta)} P(\beta(a)) \cdot \dots \\ \dots \max_{t \in T(q)} \left\{ \sum_{s \in S} P(s|\beta(a)) \cdot \left[-C(s,t) + \alpha \cdot \int_{q' \in Q(s)} P(q|s,t) \cdot V_{n-1}(q') dq' \right] \right\} \end{array} \right\} \\ \text{avec } V_0(q) = R(q)$$

(9-10)

9.1.2.2 Exemple d'utilisation du modèle technico-économique modifié

Une application de METEORS⁺ à un cas simplifié de restauration conclut cette section du chapitre. L'objectif de cette application est de démontrer la flexibilité qu'acquiert le modèle par la prise en considération de l'acquisition d'information imparfaite comparativement à l'acquisition d'information parfaite.

Pour prendre connaissance des modifications de la stratégie optimale de restauration lorsque l'information acquise est imparfaite au lieu d'être parfaite, le cas le plus simple est retenu. Il s'agit de la restauration d'un site dont la contamination peut être représentée par un état (q) composé de deux situations faiblement et fortement contaminées (respectivement s_1 et s_2). Deux technologies sont disponibles pour la restauration du site, soit la bioventilation *in situ*, technologie réversible, peu coûteuse mais d'efficacité incertaine, et le traitement en biopile, traitement irréversible, le plus coûteux des deux mais dont l'efficacité est certaine quant à l'atteinte d'un état caractérisé par la situation la plus faible, s_1 . La restauration a une durée d'une année équivalant à une seule période relativement à l'utilisation du modèle. Un seul type d'acquisition d'information est considéré. La Figure 9-2 présente l'arbre de décision complet associé à une période de restauration simulée à l'aide du modèle technico-économique adapté pour les données exposées précédemment. Le changement par rapport aux arbres de décision associés au modèle technico-économique d'origine est la prise en considération de probabilités à la suite du choix de la technologie à utiliser (probabilités révisées ou conditionnelles aux résultats révélés par le test). Le gain d'améliorer les connaissances de l'état du site, avant la prise en considération du coût d'acquisition d'information, réside dans l'utilisation de technologies différentes selon la véritable situation révélée. La simulation présentée à la section 7.6 du CHAPITRE 7 exprime clairement ce gain par la diversification du choix selon la situation réelle. Dans cette simulation, suite à l'acquisition d'information, la restauration est arrêtée si la situation réelle est la plus faiblement contaminée ou poursuivie soit avec la bioventilation *in situ* si la situation réelle est moyennement contaminée ou avec le traitement en biopiles si elle est fortement contaminée. Dans un cas d'acquisition d'information imparfaite, il est impossible de savoir avec certitude si la situation réelle du site est associée aux objectifs de restauration. Si les coûts des technologies accessibles pour la restauration sont très différents, il est fort à croire que

la technologie ayant les coûts d'utilisation les plus faibles sera toujours sélectionnée peut importe le résultat de l'acquisition d'information supplémentaire. Ceci reviendrait, avant la prise en considération des coûts d'acquisition, à la première alternative du modèle, soit la sélection sans améliorer les connaissances vis-à-vis la situation réelle du site. Pour éviter qu'une telle conclusion soit systématiquement tirée par le modèle, le choix de ne pas poursuivre la restauration est accordé au décideur suite à l'acquisition d'information supplémentaire.

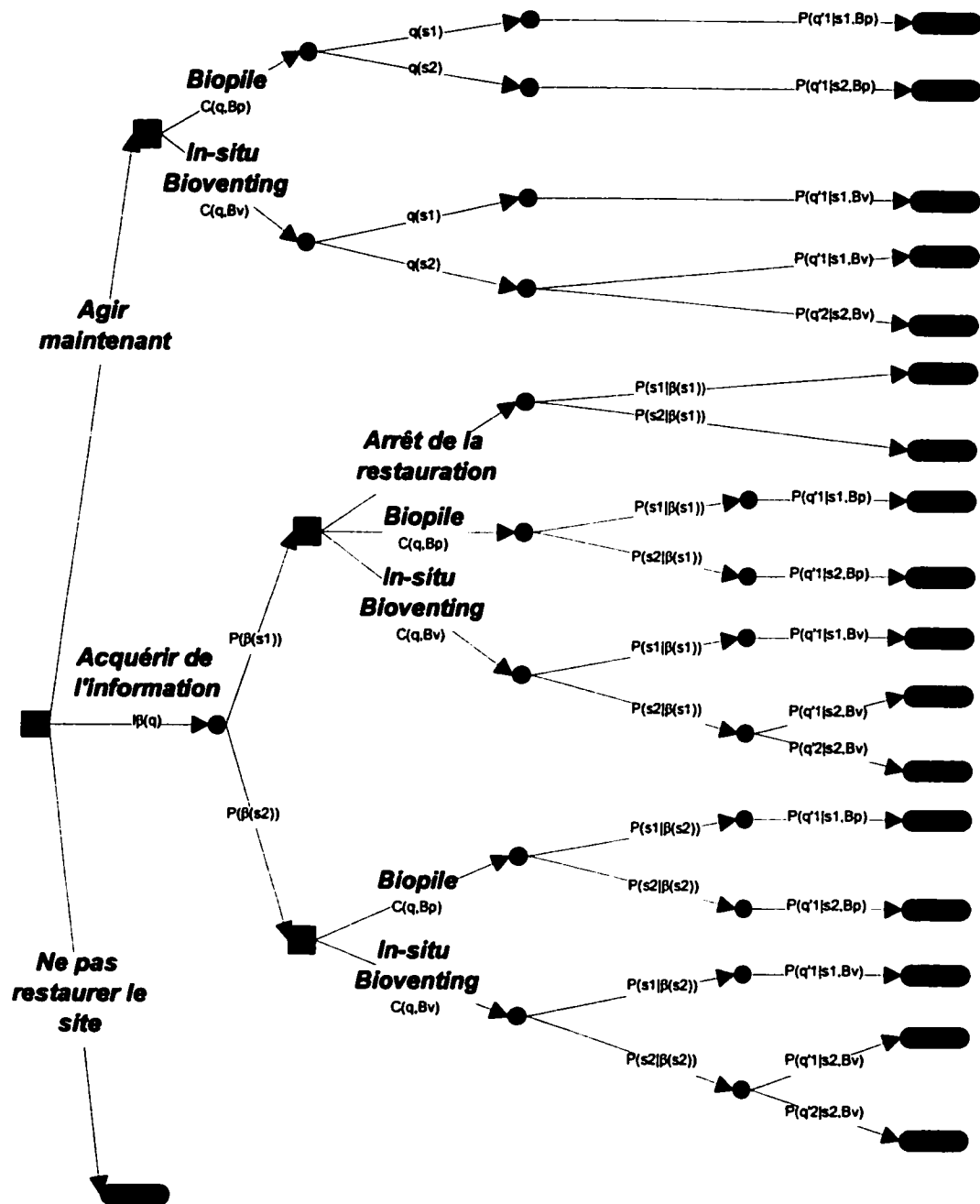


Figure 9-2 Arbre de décision de METEORS⁺ considérant un seul type d'acquisition d'information imparfaite

En considérant une probabilité de 76,0 % qu'*a priori* le site soit contaminé selon la situation s2 et une sensibilité et une spécificité toutes deux de 90 % pour l'acquisition d'information, l'ensemble des décisions possibles se traduit par la Figure 9-3. Les valeurs économiques (les coûts d'application de la bioventilation *in situ* et du traitement en biopile et la valeur maximale du site restauré) présentées dans cet arbre de décision, de même que la probabilité *a priori* de contamination selon la situation s2, correspondent à une des simulations réalisées dans le cadre de la section 7.6. La valeur intermédiaire du site restauré et le coût d'acquisition d'information supplémentaire ont été ajustés pour le besoins de l'exercice afin d'observer un choix en faveur de l'acquisition d'information supplémentaire. Les calculs des probabilités révisées sont présentés à la section A 5.2 de l'Annexe 5.

Ainsi, en raison d'un coût d'acquisition d'information imparfaite (5 000 \$) inférieur à la valeur espérée de l'information imparfaite ($718\,588 \$ - 712\,433 \$ = 6\,155 \$$), l'alternative avec acquisition d'information est le choix le plus avantageux pour la simulation présentée à la Figure 9-3. La stratégie optimale y est représentée par l'ensemble de flèches grasses. Après acquisition d'information imparfaite, si le test conclut que la situation réelle de site devrait être s2, la probabilité *a priori* d'une contamination selon s2 est augmenté de 76 % à 96,6 % (probabilité *a posteriori*). Dans ce cas, une décision en faveur de la restauration du site doit être prise. Puisque les coûts de traitement par bioventilation *in situ* sont nettement moins élevés que ceux par biopile et que l'efficacité de la bioventilation à atteindre un état de site caractérisé par la situation de faible contamination est suffisamment élevée (83,2 %), le décideur ira en faveur de la bioventilation *in situ* pour restaurer le site tout en sachant qu'il y a 3,4 % des chances que la situation du site soit déjà sous les objectifs de restauration malgré la conclusion du test. Si à l'opposé le test conclut que la situation du site est faiblement contaminée (s1), il y a 74 % des chances que le test dise vrai. Dans ce cas, le décideur a avantage à choisir de ne pas restaurer le

site même s'il existe une probabilité de 26 % que le site soit tout de même contaminé selon la situation s2.

Ce simple exemple de simulation à partir du modèle technico-économique adapté à l'acquisition d'information imparfaite a été utilisé pour démontrer la logique et la faisabilité de la résolution d'un tel modèle ainsi que sa capacité à traduire l'avantage d'acquérir une information même si cette dernière est de qualité inférieure à une information parfaite. L'avantage d'une acquisition d'information imparfaite par rapport à une information parfaite réside dans le coût associé à chacune d'elle. Si l'acquisition d'information parfaite est trop coûteuse (par rapport à la valeur espérée de l'information parfaite), il n'est pas exclu pour un décideur d'améliorer à moindre coût ses connaissances face à l'état du site tout en maintenant une incertitude face à ce dernier.

Devant l'intérêt possible à acquérir une information imparfaite, il serait intéressant d'en poursuivre l'étude, notamment les capacités du modèle à identifier la meilleure source d'information supplémentaire dans des simulations plus complexes. Si l'ajout au modèle technico-économique de la notion d'acquisition d'information imparfaite est relativement simple, la résolution d'un tel modèle se complexifie très rapidement. En ajoutant simplement un deuxième test d'acquisition à l'arbre de décision présenté à la Figure 9-3, douze nouveaux scénarios s'ajoutent aux dix-huit (18) scénarios déjà créés par un seul test d'acquisition d'information imparfaite (voir la Figure 9-4). Ainsi, en compliquant légèrement le cadre de la simulation, par exemple par la considération d'une situation supplémentaire, l'ajout d'une technologie de restauration ou l'opportunité de restaurer le site durant une période supplémentaire, l'arbre de décision et sa résolution se complexifient rapidement.

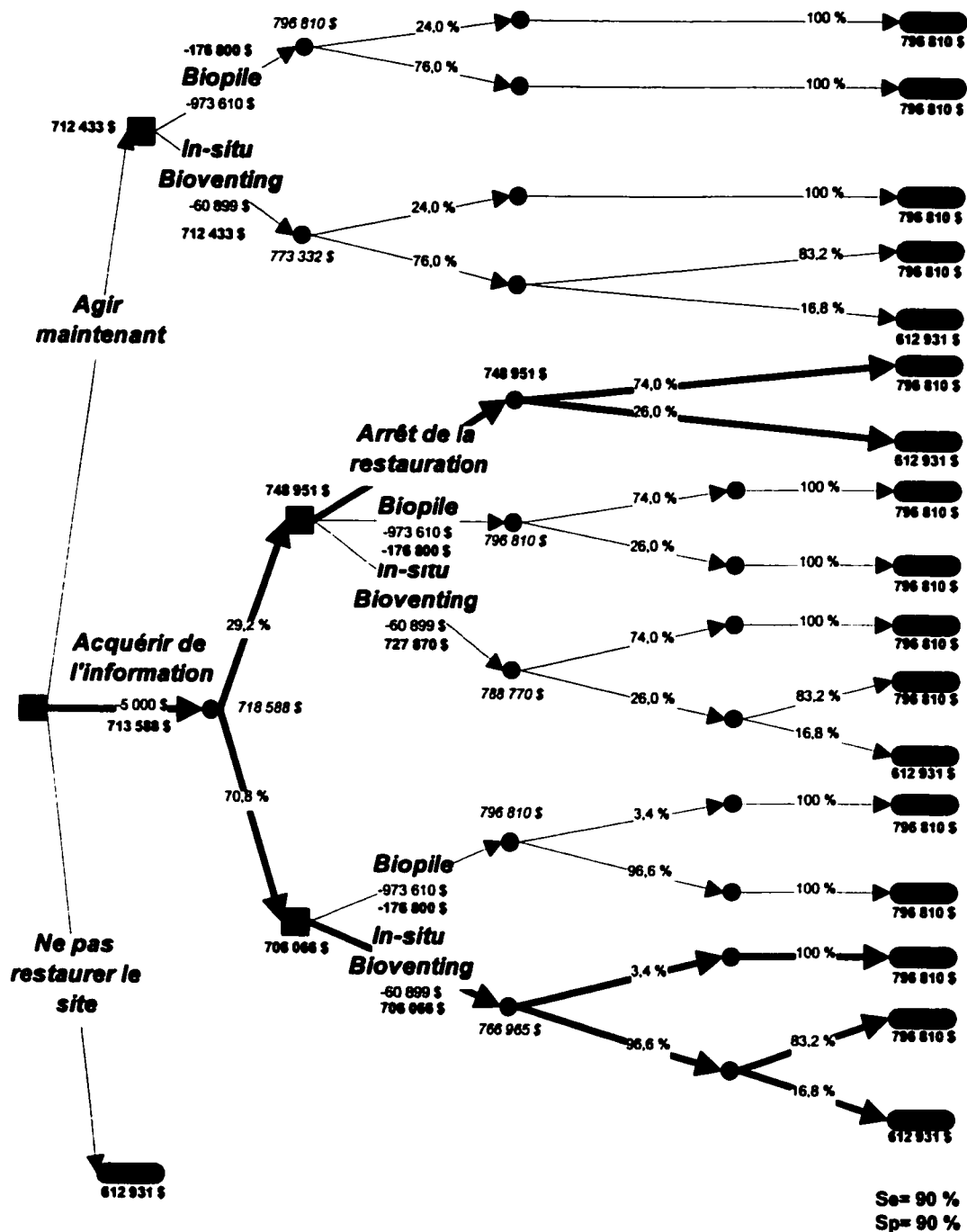


Figure 9-3 Application d'un arbre de décision de METEORS⁺ considérant un seul type d'acquisition d'information imparfaite

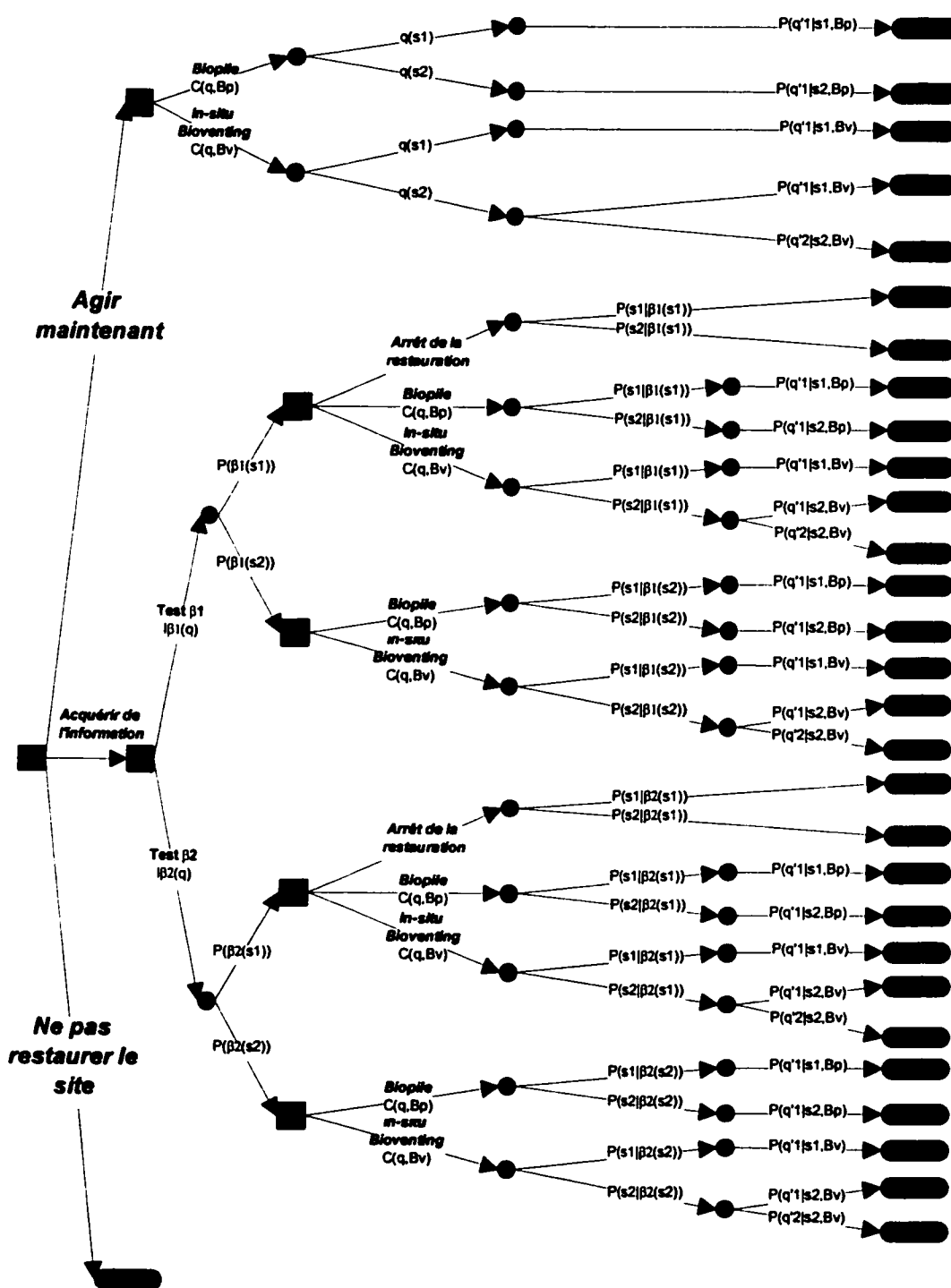


Figure 9-4 Arbre de décision de METEORS⁺ considérant deux types d'acquisition d'information imparfaite

9.2 Perception de METEORS et de la proaction par des gestionnaires de sites contaminés¹

Selon les simulations réalisées au CHAPITRE 7, la valeur de la stratégie optimale de restauration est positivement influencée par la valeur des bénéfices associés au site restauré ainsi que par la durée maximale permise pour la restauration. Dans ce dernier cas, l'augmentation de la valeur de la stratégie optimale de restauration stagne pour de grandes durées permises de restauration; il existe donc une durée maximale permise intermédiaire qui est optimale pour la restauration d'un site donné. Les simulations ont également mis en lumière l'influence de la durée maximale de restauration et de la valeur des bénéfices sur le risque associé à la stratégie optimale de restauration. Ce risque représente l'étalement (la dispersion) des valeurs réelles des scénarios composant la stratégie optimale autour de la valeur de cette dernière. Les conclusions à l'égard de ce risque vont dans le même sens que celles face à la valeur de la stratégie optimale.

Ainsi, en s'appuyant sur le modèle technico-économique développé dans cette thèse et les résultats des simulations réalisées dans le but de démontrer l'utilité de ce modèle, la proaction en matière de restauration des sites contaminés est une attitude présentant des intérêts techniques et économiques pour un gestionnaire lorsqu'il n'y a pas de risque à la santé humaine et à l'environnement. La proaction face à un site contaminé signifie de devancer les obligations extérieures pour la restauration du site et d'entreprendre, sans contrainte temporelle, la

¹ La réalisation de cette section a été rendue possible grâce à la collaboration de professionnels en environnement pour qui la gestion de sites contaminés et la sélection d'une technologie de restauration sont pratiques courantes.

décontamination du site. Un gestionnaire (ou propriétaire) d'un site contaminé sera forcé de restaurer son site s'il désire s'en départir ou en changer la vocation. Cette obligation peut aussi bien venir des autorités régissant la qualité des terrains (par exemple le ministère de l'Environnement) ou par une institution financière qui refuserait d'accorder un prêt pour un site contaminé (l'institution ne voulant pas prendre le risque de devenir à son tour propriétaire d'un site contaminé en cas d'incapacité de remboursement de l'emprunteur). En étant proactif, le gestionnaire du site est libre de fixer à sa guise deux contraintes qui normalement ne peuvent être ajustées lorsqu'il s'agit d'une restauration imposée par la réglementation. Il peut décider lui-même de la durée maximale permise pour la restauration et de l'utilisation future du site selon le niveau de restauration atteint. Ainsi, en identifiant un projet générant de forts bénéfices associés à la restauration (la valeur future du site) et en fixant une durée maximale permise suffisamment grande, le gestionnaire d'un site se retrouve dans les conditions idéales pour suivre une stratégie de restauration optimale lui permettant, peu importe le scénario qui se réalisera, d'atteindre une valeur totale de restauration élevée (bénéfices moins coûts) et de maximiser ses chances d'obtenir en fin de restauration un site dont l'état est caractérisé par la situation de contamination la plus faible.

Bien que ce concept de proaction en matière de restauration des sites contaminés puisse se démontrer sur papier à l'aide du modèle technico-économique développé dans cette thèse, il n'en reste pas moins que c'est par son application dans le milieu de la restauration des sites qu'il lui sera permis de faire ses preuves et ainsi de convaincre les gestionnaires de terrains contaminés d'adopter, lorsque le contexte s'y prête, une telle vision de la restauration des sites.

Cette section positionne cette thèse dans le milieu de la restauration des sites contaminés en soulevant différentes questions et remarques que pourraient avoir des gestionnaires de sites face

au modèle METEORS et au concept de proaction en matière de restauration des sites, et en y répondant.

9.2.1 Les coûts associés à retarder la remise en état d'un site

L'originalité du modèle technico-économique repose, entre autres, sur les avantages tant économiques que techniques à privilégier les technologies flexibles. Une conséquence directe de ce favoritisme pour ce type de technologies est l'augmentation de la durée totale de restauration du site. Il est alors intéressant de se poser la question de l'effet de ce retard sur la santé économique de la firme propriétaire du site.

Reporter la remise en marché d'un site peut effectivement représenter une dépense pour le propriétaire du site. Une année d'inactivité du site, en raison du traitement, équivaut à une immobilisation en capitaux si l'on considère le produit entre la valeur du site et le taux de rendement annuel de la firme. Ainsi, retarder la vente ou la réalisation d'un projet sur un site peut représenter, pour une firme, un coût associé à l'inactivité du site.

Le modèle technico-économique développé dans cette thèse peut s'adapter simplement pour représenter cette réalité qui touche différentes firmes. En effet, en évaluant le coût d'immobilisation des capitaux pour une durée équivalente à la période d'application du modèle, et en augmentant les coûts de traitement de chaque technologie par ce coût, l'influence négative d'un traitement de longue durée est prise en considération par le modèle. Il faut toutefois inclure également ce coût d'immobilisation dans la troisième approche considérée par le modèle, à savoir l'arrêt de la restauration. Si l'état du site atteint lors de cet arrêt ne permet pas la vente ou la réalisation du projet considéré, il y aura immobilisation de capitaux sur une durée indéterminée, voire à perpétuité. Devant l'ampleur que peut prendre cette immobilisation, le recours à une restauration du site reprend de la valeur. Selon le coût périodique

d'immobilisation et l'écart de coûts de traitement entre les technologies rapides et lentes, il est possible que la stratégie de restauration optimale soit basée sur l'usage d'une technologie très efficace, rapide et coûteuse.

Dans les simulations réalisées dans le cadre de cette thèse, le temps a été considéré comme une variable exogène, limitant la durée maximale d'une restauration. Une technologie était pénalisée si elle ne permettait pas d'atteindre les objectifs de restauration dans un laps de temps inférieur à la durée maximale permise. Or, d'aucune façon, une technologie n'a été bonifiée pour sa rapidité à atteindre ces objectifs. Au contraire, la technologie rapide dans ces simulations était la plus coûteuse des technologies et pénalisait donc les scénarios trop rapides. L'avantage de l'utilisation des technologies moins efficaces et plus lentes à atteindre les objectifs de restauration est réduit, au profit des technologies plus rapides, en considérant une contrainte temporelle sur la durée maximale du traitement et un coût associé au report de la remise en service du site. Ainsi, en incluant le concept d'immobilisation des capitaux associés au site, les technologies rapides mais coûteuses sont bonifiées par rapport aux technologies plus lentes et moins coûteuses.

9.2.2 L'augmentation de la valeur du site selon son état final

Dans les simulations de restauration d'un site contaminé réalisées dans le cadre de cette thèse, la valeur finale du site, appelée bénéfices associés à la restauration du site, était fonction de l'état du site, c'est-à-dire de la distribution des probabilités des situations possibles. Tous les états du site, à l'exception de celui caractérisé par la situation de forte contamination, étaient associés à des bénéfices positifs et non nuls. Ceci supposait qu'il était possible d'adapter le projet qui serait réalisé sur le site selon son état final suite à sa restauration.

Cette croissance des bénéfices associés au site selon son état final n'est pas toujours possible dans la réalité. Le zonage dans lequel est situé le terrain à restaurer peut fixer, de manière exogène, le niveau final de contamination pour que la restauration soit considérée comme complétée. Dans un tel cas, un scénario de restauration se terminant sur un site dont l'état est caractérisé par une situation supérieure à celle dictée par le zonage n'aurait aucun bénéfice et ce, bien que le niveau de contamination ait pu diminuer.

L'influence du zonage sur les bénéfices associés au site peut être incluse dans les simulations de restauration réalisées à l'aide du modèle METEORS. Dans l'étape de cueillette des données nécessaires à la simulation, il faudrait tenir compte du zonage (ou de tous autres facteurs dictant l'usage du site selon son niveau de contamination) pour établir les bénéfices du site restauré. Au lieu d'assister à une augmentation graduelle de ces bénéfices, comme c'était le cas dans les simulations réalisées dans le cadre de cette thèse, l'augmentation serait drastique; de nuls, les bénéfices passeraient à maximums lorsque l'état du site serait caractérisé par la situation en accord avec le zonage. Il est toutefois possible de concevoir une augmentation graduelle tout en tenant compte du zonage si ce dernier est mixte, par exemple un zonage résidentiel-commercial, puisque le site peut avoir plus d'une vocation.

9.2.3 La perception du changement technologique durant la restauration

Une des particularités du modèle METEORS est la possibilité de modifier la technologie utilisée à chaque période. La seule restriction considérée face à ce changement technologique est le caractère réversible des technologies utilisées précédemment. Cette occasion de revoir la technologie à utiliser permet au gestionnaire du site d'être à chaque période dans les conditions optimales pour l'atteinte des objectifs de restauration en maintenant une flexibilité lui permettant d'adapter la restauration selon l'information qu'il obtient durant le traitement.

Il est important de mettre en lumière l'aspect positif de l'opportunité d'un changement de technologie. Devoir changer de technologie durant la restauration d'un site ne doit pas être perçu comme la résultante d'un mauvais choix technologique. Ce changement est le fruit de la prise en considération de l'incertitude face à la situation réelle du site, de l'efficacité des technologies utilisées et du caractère dynamique du modèle (le terme évalué à une période est fonction du même terme évalué à la période suivante). Au début d'une nouvelle période, il peut y avoir une modification de la technologie à utiliser si celle retenue à la période précédente n'a pas donné les résultats attendus. Ceci ne signifie pas que la décision initiale était mauvaise. La meilleure technologie avait été identifiée à cette période compte tenu des informations disponibles en milieu d'incertitude face à la situation réelle du site et suivant l'effet d'irréversibilité suggérant l'utilisation d'une technologie flexible en attendant d'obtenir plus d'information. Par contre, après une période d'utilisation, il est possible qu'en raison de l'observation de la performance de la technologie, il soit avantageux de modifier l'alternative de restauration.

Du point de vue de l'application, ce changement de technologie durant la restauration du site pourrait tout de même être difficile si certaines précautions ne sont pas prises au début du processus de restauration. Il pourrait y avoir, durant ce processus, un coût attribué à ce changement de technologie. Par exemple, si la restauration est donnée à contrat à une firme qui se spécialise dans la technologie retenue initialement mais qui n'a aucune expérience avec la seconde technologie, il devrait y avoir un remplacement d'exécuteur lors du changement de technologie afin d'assurer une meilleure réussite. Il pourrait y avoir alors une pénalité pour rupture de contrat si aucune clause n'a été prévue dans le contrat liant le propriétaire du site et la firme responsable de l'application de la première technologie. Cette pénalité devrait être ajoutée aux coûts d'application de la nouvelle technologie lors de sa première période

d'utilisation. De plus, même si une telle clause existe dans le contrat, il n'est pas impensable que les coûts d'application de la première technologie soient haussés par la firme exécutante afin de compenser pour le risque de l'arrêt du traitement.

Dans l'éventualité qu'un changement de technologie durant le processus de restauration ne pourrait pas être envisagé (en raison par exemple d'une directive interne ou de l'impossibilité de résilier un contrat de restauration avec la première firme exécutant des travaux), le modèle technico-économique pourrait être utilisé afin d'aider le gestionnaire du site à identifier la stratégie de restauration (probablement non optimale) lui permettant de conserver la même technologie tout au long du processus de décontamination du sol. Le gestionnaire pourrait également identifier, à l'aide de simulations supplémentaires, les modifications à apporter aux paramètres du site ou à la technologie considérée afin d'augmenter les chances d'atteindre les objectifs de restauration sans changer de technologie durant la restauration et ce, tout en respectant les contraintes temporelles et budgétaires.

Finalement, dans le but à la fois d'éviter tout changement de technologie durant la restauration du site et d'identifier la stratégie optimale de restauration, il est possible de réaliser autant de simulations de la restauration du site qu'il y a de technologies possibles en utilisant à chaque fois un ensemble de technologies disponibles composé d'un seul procédé. Par la suite, il suffit de comparer les stratégies optimales de restauration associées à chaque technologie et d'opter pour celle correspondant le plus à l'attitude du gestionnaire en comparant les valeurs des stratégies optimales de restauration et les risques leur étant associés.

Ainsi, bien qu'introduit dans l'intention de développer une stratégie optimale de restauration permettant un ajustement selon chaque nouvel état possible du site, le changement du choix de

technologie peut être limité ou retiré de l'actuel modèle afin d'adapter les simulations aux contextes particuliers de chaque restauration.

9.2.4 La proaction en matière de restauration des sites

La décision de restaurer un site contaminé peut s'inscrire dans une notion d'offre et de demande d'une économie de marché. En général, c'est-à-dire lorsque la contamination ne présente aucun risque pour l'environnement et la santé humaine, la volonté de restaurer un site est dictée par une demande spécifique pour un terrain propre, que ce soit en raison d'un changement de propriétaire ou de vocation du site. En dehors de ces changements, la décontamination des sites est souvent retardée jusqu'à ce qu'une opportunité de vente ou de réutilisation du site se présente. Il est davantage question dans ce contexte d'une augmentation de l'offre de terrains restaurés (ou à restaurer) selon la demande du marché pour ce type de terrain plutôt que d'une augmentation de la demande selon l'offre.

Plusieurs facteurs peuvent justifier l'attente d'une demande avant d'entreprendre des travaux de restauration pour un site donné. Premièrement, la valeur du site peut ne pas être suffisante pour couvrir les coûts de traitement. Dans ce cas, la restauration du site est considérée par les gestionnaires comme une activité économique non rentable et, s'il n'y a pas de pression extérieure pour la remise en état du site, la décontamination de ce dernier n'est pas entreprise. Deuxièmement, dans l'optique de restaurer un site aux moindres coûts, un gestionnaire peut penser que les coûts de traitement pour une technologie donnée vont diminuer dans le futur ou que les technologies vont évoluer d'ici une période de temps plus ou moins définie. Troisièmement, comme la dernière version de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du ministère de l'Environnement du Québec (1999b) le laisse entrevoir, il y a une transition actuellement des critères génériques, fixant les niveaux

maximums permis pour un site sur la seule base du contaminant et de l'utilisation du site, à une approche par gestion du risque qui permet de fixer le niveau d'intervention spécifiquement pour chaque site. Un gestionnaire peut alors vouloir retarder la restauration de son site jusqu'à ce que l'analyse du risque soit une pratique courante en considérant que, sous cette approche, la restauration sera moins contraignante.

Comme il a déjà été exprimé précédemment, aborder la restauration des sites selon la demande pour ces derniers est économiquement non optimal. Si l'élément déclencheur pour la restauration d'un site est l'opportunité d'en changer son utilisation ou de le vendre, il est fort à parier que cette opportunité est d'une durée limitée. Le gestionnaire ne peut pas dans ce cas, se permettre d'opter pour une technologie de restauration à faibles coûts mais nécessitant plusieurs mois, voire quelques années, pour atteindre les objectifs de restauration en raison de son efficacité plus faible que celle d'une technologie radicale. La technologie retenue devra être rapide et très efficace, mais également coûteuse, pour pouvoir saisir l'opportunité qui s'offre au gestionnaire.

En ce qui a trait à la modification de la réglementation pour justifier un report de la restauration, cette approche omet bien souvent de considérer que la nouvelle réglementation peut être plus contraignante ou restrictive que l'ancienne. Rien n'empêche que les niveaux de contamination à atteindre dans le futur pour un même site soient plus faibles qu'actuellement. Ceci demanderait donc un effort et un coût plus importants pour restaurer le site dans le futur que si le traitement était appliqué immédiatement.

De tels risques techniques et économiques ne sont pas rencontrés dans la relation inverse de l'offre et la demande, c'est-à-dire lorsque l'augmentation du nombre de terrains restaurés (augmentation de l'offre) influence la demande pour ce type de terrain. Cette approche

correspond à la proaction en matière de restauration des sites, thème abordé au CHAPITRE 7. Selon cette approche, il est possible d'envisager la restauration d'un site contaminé par des technologies peu coûteuses et d'efficacité réduite (se traduisant par une durée de traitement plus longue) puisque l'opportunité d'action (vente ou modification d'activité) n'arrive qu'après la restauration ou prend en considération la durée du traitement. De plus, le traitement se fait selon les normes en vigueur, levant ainsi le risque quant à l'évolution des critères environnementaux futurs.

9.2.5 L'usage du modèle technico-économique

Malgré le nombre important de scénarios possibles que peut comprendre une stratégie optimale de restauration développée par le modèle technico-économique et nonobstant tous les soins apportés à définir le cadre d'application de la simulation, il est possible que le scénario réel résultant de l'application de la stratégie optimale diverge de tous les scénarios composant cette dernière. La stratégie optimale et ses scénarios sont la réponse d'un outil permettant d'aider un gestionnaire à prendre une décision face à l'approche qu'il adoptera pour restaurer un site donné. La stratégie optimale donne une vue d'ensemble des résultats pouvant découler d'une décision et un ordre de grandeur quant à la valeur espérée de la restauration. Les scénarios composant la stratégie présentent pour leurs parts un ensemble de directions et de valeurs réelles que peut prendre la restauration du site suite à l'application de la stratégie. La nécessité d'utiliser un tel modèle technico-économique est de faire prendre conscience aux décideurs et gestionnaires des impacts des divers choix, tant techniques qu'opérationnels, qui s'offrent à eux. Le recours à un modèle technico-économique pour identifier la stratégie optimale de restauration d'un site peut également permettre de confronter diverses technologies de restauration, identifier les

conséquences de chacune et ainsi prendre une meilleure décision quant à la plus appropriée selon les contraintes imposées au gestionnaire pour restaurer le site et l'aversion au risque qu'il a.

Rien n'empêche un gestionnaire de reprendre la simulation du site après une année réelle d'application de la stratégie optimale afin de réviser cette dernière et d'en faire une mise à jour, advenant qu'il possède de nouvelles connaissances depuis la simulation d'origine. Durant le traitement du site, il est possible que de nouvelles zones de contaminations soient découvertes sur le site, et ainsi qu'une nouvelle simulation soit requise pour adapter la stratégie optimale.

Suite à une simulation par un outil d'aide à la gestion des sites contaminés basé sur le modèle METEORS, un gestionnaire consciencieux devrait remettre en question la stratégie optimale générée afin de s'assurer qu'elle répond à ses besoins et qu'elle respecte toutes les contraintes qu'il a imposées.

La complexification de l'arbre de décision associé à la résolution de la simulation de la restauration d'un site peut être contrôlée par la quantité de technologies disponibles et le nombre de situations possibles utilisées pour définir l'état du site. En présélectionnant adéquatement les technologies qui seront considérées dans l'étude, le nombre de branches générées à chaque nœud de décision technologique sera réduit à sa plus simple expression. Cette présélection devrait être faite non pas, sur une base technique (c'est le modèle qui évalue le potentiel d'applicabilité de la technologie), mais plutôt en considérant les contraintes politiques, sociales et corporatives face à l'utilisation d'une technologie. Il se peut que, malgré sa grande efficacité, l'utilisation d'une technologie ne soit pas permise en raison d'une pression sociale ou d'une réglementation interne à la firme propriétaire du site.

Le nombre de branches peut également être minimisé par la finesse de la définition de l'état du site. L'arbre de décision sera d'autant plus grand que l'état considérera de situations différentes.

Il faut définir uniquement des situations faisant varier, de l'une à l'autre, les coûts de traitement et la valeur finale du site (bénéfices de la restauration). Par exemple, si les bénéfices de la restauration sont dictés par l'utilisation future d'un site, seules les situations associées à un site dont l'usage est permis par la réglementation sur le zonage ainsi que la situation contenant la concentration moyenne initiale devraient être définies.

CHAPITRE 10 Conclusion et recommandations

En raison d'une connaissance limitée des paramètres chimiques, géologiques et physiques définissant un site contaminé, le choix de la technologie la plus appropriée pour restaurer ce dernier repose sur l'utilisation d'une méthode de comparaison des diverses technologies disponibles. La restauration d'un site faisant appel à des paramètres tant techniques (par exemple l'efficacité des technologies et le niveau de contaminant à dégrader), économiques (coûts d'application d'une technologie, coûts d'une caractérisation supplémentaire, bénéfices de la restauration) que temporelles (durée d'application d'une technologie, durée maximale permise pour la restauration), les différentes technologies envisageables doivent être comparées selon ces trois catégories de paramètres.

L'objectif principal de cette thèse était de développer un modèle d'aide à la gestion permettant de justifier, techniquement et économiquement, le choix d'une stratégie de restauration d'un site contaminé. Ce modèle a été développé sur une structure d'analyse coûts-bénéfices en y ajoutant des notions pouvant être cataloguées dans quatre groupes; à savoir l'incertitude associée à la restauration d'un site, l'acquisition d'information, l'utilisation des technologies de restauration et finalement l'économie de la restauration. Deux types d'incertitudes sont considérés dans le modèle: l'incertitude d'atteindre un état du site à partir d'une situation donnée à l'aide d'une technologie (communément appelée l'efficacité d'une technologie) et l'incertitude associée à la concentration réelle sur le site (valeur souvent fixée *a priori* lors de la sélection d'une technologie de restauration). L'incertitude est gérée de deux manières distinctes dans le modèle. Premièrement, elle peut être réduite en totalité par une caractérisation supplémentaire avant le choix de la technologie. Deuxièmement, elle peut être réajustée après une période d'application

d'une technologie et ce, en raison de l'acquisition d'information générée par le suivi que nécessite l'utilisation d'une technologie. Cette seconde forme d'acquisition d'information est particulière au modèle développé dans cette thèse. Les autres modèles incluant une acquisition d'information repoussent, telle que le fait la portion traitant de la caractérisation supplémentaire, l'application d'une technologie le temps d'obtenir cette information additionnelle. Le modèle issu de cette thèse permet à la fois d'en apprendre davantage sur la contamination du site tout en réduisant cette dernière. Cette particularité du modèle a fait appel à une notion jusqu'à présent mise de côté dans les modèles de sélection d'une technologie, soit l'utilisation séquentielle de plusieurs technologies. Puisque les connaissances du décideur sont réajustées suite à l'utilisation d'une technologie durant une période, la porte est ouverte à l'utilisation d'une technologie plus appropriée à la période suivante. Or ce recours possible à plusieurs technologies en séquence pour atteindre les objectifs de restauration a nécessité la prise en considération d'une notion technique caractérisant chaque technologie, son niveau d'irréversibilité. Selon les modifications du site qu'entraîne une technologie durant son utilisation (par exemple l'excavation du sol), l'ensemble des technologies disponibles par la suite peut être restreint. Dans le but d'identifier la stratégie minimisant les coûts de restauration, trois notions économiques ont été incluses dans le modèle; à savoir les coûts d'application d'une technologie durant une période, les coûts associés à l'acquisition d'information précédant le choix de la technologie (caractérisation supplémentaire) et les bénéfices associés au site selon son état. Finalement, le modèle maximise à chaque période la valeur de la stratégie de restauration en retenant le type d'acquisition d'information le plus avantageux (information révélée par le suivi d'une technologie ou l'information obtenue d'une caractérisation supplémentaire) et en identifiant la technologie la plus avantageuse.

La réponse du modèle ainsi développé et baptisé METEORS, pour *Modèle d'évaluation technique et économique optimisant la restauration d'un site (Model for Evaluation of Technically and Economically Optimal Remediation Strategy)*, se divise en deux. Premièrement en une réponse économique, la valeur de la stratégie optimale de la restauration. C'est la différence pondérée entre tous les bénéfices et tous les coûts des scénarios composant la stratégie. La stratégie ayant la plus grande valeur est identifiée comme étant optimale par le modèle. Cette dernière représente la valeur économique espérée associée à l'utilisation de la stratégie pour restaurer le site. Deuxièmement en une réponse opérationnelle, la séquence optimale des décisions à prendre pour maximiser l'atteinte des objectifs de restauration tout en minimisant les coûts. Cette séquence optimale, appelée stratégie optimale de restauration, présente les décisions que doit prendre un gestionnaire à chaque début de période selon la situation la plus probable dans l'état du site. Ces décisions sont de deux natures, un choix de technologie et un choix d'approche, ce dernier différenciant le choix immédiat d'une technologie, l'acquisition d'information avant la sélection d'une technologie et l'arrêt de la restauration.

Des modifications dans certaines valeurs des paramètres du modèle (coûts d'application des technologies et coûts d'acquisition d'information), et pour lesquelles les effets étaient appréhendés, ont été réalisées lors de la simulation de la restauration d'un site hypothétique. L'observation des réponses du modèle traduisant ces effets a permis de valider METEORS.

Devant la rigueur que présentait ce modèle à identifier une stratégie optimale pour le traitement d'un site, plusieurs simulations de la restauration d'un site contaminé au diesel ont été entreprises en faisant varier deux contraintes, les bénéfices associés à la valeur du site et la durée maximale permise pour la restauration. La stratégie optimale de restauration d'une de ces

stratégies a été élaborée et étudiée en raison de plusieurs nuances qu'elle présentait dans le processus de décision spécifique au modèle METEORS. L'étude de cette stratégie a permis d'observer l'avantage à utiliser une technologie réversible lorsqu'il y a incertitude sur la situation réelle du site et la possibilité de réajustement des connaissances du décideur dans le futur. Cette étude a également montré, dans un cas précis, le gain à acquérir de l'information supplémentaire avant de choisir la technologie à utiliser.

L'acquisition d'information supplémentaire se limite dans le modèle METEORS à la recherche de la connaissance parfaite de la concentration en contaminant sur le site. Afin d'assouplir cette contrainte, le modèle a été raffiné en abordant l'acquisition d'information imparfaite; une information de qualité moindre, à des coûts inférieurs à ceux de l'information parfaite mais permettant tout de même d'améliorer les connaissances *a priori* du site. Théoriquement, cette modification est possible. Par contre, l'application d'un tel modèle (METEORS⁺) dépend de la capacité de l'utilisateur à définir la qualité du test retenu pour établir les probabilités *a posteriori* de la situation réelle du site.

Les résultats des simulations réalisées sur ce site ont servi à mettre de l'avant dans cette thèse une approche plus proactive en matière de gestion de la restauration des sites contaminés. La proaction, soit la restauration volontaire d'un site contaminé, permet au gestionnaire du site de jouir d'une durée relativement grande pour atteindre ses objectifs et de planifier l'utilisation du site après sa restauration en identifiant une activité générant de grands bénéfices. Des bénéfices élevés et une durée de restauration relativement grande, tous deux issus de la proaction, sont les deux conditions identifiées lors de l'étude de l'ensemble des simulations réalisées pour rentabiliser la restauration d'un site.

Le développement de METEORS s'inscrit dans l'optique d'offrir aux gestionnaires de sites contaminés un nouvel outil d'aide à la sélection de la technologie la plus appropriée pour la restauration d'un site. À lui seul, METEORS n'est pas cet outil mais plutôt l'organe principal d'un tel instrument. Une structure de décision ayant au cœur le modèle METEORS a été proposée dans cette thèse à la suite des résultats concluant quant à l'identification par le modèle de la stratégie optimale de restauration. À partir des paramètres du site et des contraintes techniques, économiques et temporelles (le tout introduit dans l'outil par l'utilisateur), un module d'évaluation de l'état du site, un module de dimensionnement des technologies envisagées ainsi que d'évaluation de leurs efficacités et un module économique alimenteraient le modèle METEORS. Une base de données économiques comprenant les coûts unitaires de tous les éléments entrant dans l'utilisation d'une technologie permettrait au module économique d'évaluer les coûts fixes et variables de l'application de toutes les technologies considérées et ce, à l'aide des besoins en équipement, main-d'œuvre et matériel identifiés dans le module de dimensionnement des technologies. L'utilité d'un tel outil résiderait dans sa réponse. Le décideur pourrait obtenir la séquence des décisions à prendre pour suivre la stratégie optimale de restauration et ainsi maximiser l'atteinte des objectifs de restauration tout en minimisant les coûts. Il pourrait également recevoir des réponses plus précises à propos de cette stratégie, telles que sa valeur espérée et les probabilités d'occurrence des scénarios qui la composent. Un tel outil pourrait également servir d'estimateur de la durée de la restauration. Finalement, cet outil pourrait être utilisé à des fins pédagogiques et formatives en effectuant des variations dans les données d'entrée et en étudiant les différences entre toutes les stratégies optimales de restauration ainsi obtenues.

Le modèle METEORS se démarque de l'ensemble des structures de sélection d'une technologie de restauration par la combinaison séquentielle de plusieurs technologies et par l'incorporation

de l'effet d'irréversibilité et de la valeur d'option pour préserver la flexibilité du processus décisionnel en raison des incertitudes à propos de la situation réelle du site avant et après l'application d'une technologie. Cette flexibilité permet au décideur d'ajuster son choix technologique selon l'information qu'il obtiendra dans le futur. Cette acquisition d'information (imparfaite certes et réalisée après le choix technologique) dans le futur provenant du suivi de l'application d'une technologie différencie également METEORS des autres structures de sélection d'une technologie de restauration. Le modèle développé considère également l'acquisition d'information supplémentaire avant le choix de la technologie. La stratégie optimale de restauration ainsi obtenue permet de prendre conscience de l'ampleur de l'évolution du processus de restauration en fonction des incertitudes entourant la situation réelle du site et l'atteinte des objectifs de restauration. Le modèle permet non seulement d'établir la stratégie à suivre, mais également de justifier la proaction en restauration, attitude permettant de rentabiliser la restauration d'un site.

Devant le bien-fondé qui se dégage de la considération de l'effet d'irréversibilité et de la double acquisition d'information (suivi du traitement et caractérisation supplémentaire) dans la construction d'une stratégie de restauration d'un site, cette thèse se clôture sur une série de recommandations afin que ce sujet de recherche mariant le génie et les sciences naturelles aux sciences économiques se poursuive.

Bien que considéré dans le présent modèle mais non exploité, le taux d'actualisation permet d'ajuster les valeurs économiques selon leur apparition chronologique dans l'ensemble du projet. Le choix du taux d'actualisation est capital dans une évaluation économique échelonnée dans le temps. Plus le taux d'actualisation est grand, moins les valeurs futures ont d'importance aujourd'hui. Dans le modèle METEORS, les bénéfices n'apparaissent qu'à la dernière période.

Ainsi, un trop grand taux réduira la seule source de valeurs économiques positives. Puisque l'environnement, pris au sens large du terme, touche l'ensemble de la société, certains auteurs considèrent que toute implication économique affectant l'environnement doit être actualisée à un taux, appelé taux social, inférieur au taux marginal ou au taux de rendement d'une entreprise (Hanley and Spash, 1993; Weitzman, 1994; Scheraga and Sussman, 1998). Par contre, ils ne s'entendent pas sur la méthode utilisée pour déterminer ce taux. Considérant que la restauration d'un site contaminé ne touche qu'une portion restreinte de l'environnement et que la durée des traitements est relativement faible par rapport à l'influence des gaz à effet de serre étudiée sur des périodes de plus de cent ans par exemple, il serait intéressant d'étudier si le taux à utiliser dans le modèle METEORS doit s'apparenter plus au taux marginal ou au taux social. Si l'atténuation naturelle venait à être considérée comme une alternative disponible pour une simulation et attendu que la durée de cette alternative se chiffre en dizaines d'années, il pourrait être justifié dans pareil cas, d'utiliser un taux d'actualisation plus faible que pour des technologies plus rapides et ce, afin de ne pas pénaliser les bénéfices associés à l'atténuation naturelle.

Toutes les simulations réalisées dans le cadre de cette thèse ont été limitées à deux technologies possibles, l'une réversible et l'autre irréversible. Il n'est pas improbable, dans un cas réel de restauration d'un site, qu'un décideur ait à choisir parmi trois technologies ou plus. L'étude de la réponse du modèle dans un pareil cas s'impose. Il serait d'autant plus intéressant de considérer le choix entre plusieurs technologies dont au moins deux seraient irréversibles. En nuancant leurs degrés d'irréversibilité, le recours à une de ces deux technologies ne réduirait pas entièrement la flexibilité du processus de décision. Dans le prolongement de cette idée, si deux technologies réversibles étaient possibles, la préférence d'une par rapport à l'autre ne pourrait plus être justifiée simplement par une valeur d'option positive.

Les deux technologies considérées dans les simulations réalisées dans le cadre de cette thèse sont diamétralement opposées en ce qui a trait à leur réversibilité. L'ajout d'une troisième technologie (ou davantage), telle que recommandé précédemment, pourrait également avoir une réversibilité ou une irréversibilité totale. Or, elle pourrait également être de réversibilité intermédiaire. Pour refléter cette réversibilité partielle, il est recommandé d'établir une gradation des niveaux de réversibilité des technologies considérées dans le cadre de la simulation de la restauration d'un site à l'aide de METEORS et ce, préalablement à la simulation. Pour ce faire, la méthode AHP (*Analytic Hierarchy Process*) pourrait être utilisée pour pondérer la réversibilité de l'ensemble des technologies considérées.

Le niveau réel de contamination du site est le seul élément incertain suivi dans METEORS. Or en raison du caractère hétérogène du site, tous les paramètres de ce dernier et utilisés dans l'établissement de l'efficacité des technologies peuvent être emprunts d'une incertitude. Pour tenir compte de ces incertitudes, il est recommandé de réaliser, préalablement à la simulation d'un site à restaurer, une analyse d'incertitude des paramètres considérés pour l'établissement de l'efficacité d'une technologie donnée. Ceci pourrait être réalisé en stabilisant l'efficacité évaluée par l'utilisation de la méthode Monte Carlo pour propager l'incertitude des paramètres du site sur l'efficacité d'une technologie.

Il est recommandé d'entreprendre une étude des différentes méthodes d'acquisition d'information sur le terrain afin d'en déterminer leur qualité, soit la sensibilité et la spécificité. Ceci permettrait d'entamer les premières simulations réalisées à l'aide du modèle considérant l'acquisition d'information imparfaite, soit METEORS^{*}.

Enfin, la dernière recommandation mais non la moindre, serait d'utiliser le modèle pour bâtir et identifier la stratégie optimale de restauration pour un site réellement contaminé et de la suivre par la suite pour traiter le site.

Références

- Air Force Center for Environmental Excellence (1996). Bioventing: Performance and cost results from multiple air force test sites. *Air Force Center for Environmental Excellence, Technology Transfer Division, Texas.*
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R. J. and Hackett, G. (1987). DRASTIC: A standerdized system for evaluating ground water pollution potentiel using hydrogeologic settings. *EPA-600/2-87/035*, National Water Well Association.
- American Society for Testing and Materials (1993). Standard guide for selecting techniques for treating uncertainty and risk in the economic evaluation of buildings and building systems. *E 1369-93*, ASTM,.
- Amiot, E. (1990). *Introduction aux probabilités et à la statistique*. Boucherville (Québec): Gaëtan Morin Editeur.
- Arrow, K. J. and Fisher, A. C. (1974). Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, 88, 312-319.
- Bage, G. F., Sinclair-Desgagné, B. and Samson, R. (2002). A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy- Part A: Theory. *Environmental Management*, (Accepté).
- Baird, B. F. (1978). *Introduction to decision analysis*. North Scituate, Massachusetts: Wadsworth Publishing.
- Barnes, D. L. and McWhorter, D. B. (2000a). Design of soil vapor extraction systems under conditions of uncertainty. *Ground Water*, 38 (2), 209-217.

- Barnes, D. L. and McWhorter, D. B. (2000b). Uncertainty in predicting the rate of mass removal created by soil vapor extraction systems. *Journal of Soil Contamination*, 9 (1), 13-29.
- Basri, H. B. (2000). An expert system for the landfill leachate management. *Environmental Technology*, 21 (2), 157-166.
- Billet, R. (1995). *Packed towers in processing and environmental technology*. Weinheim, Germany: VCH Verlagsgesellschaft.
- Bilonick, R. A. (1983). Risk-qualified maps for a long term sparse network -Mapping the USGS New York acid precipitation data. In NATO (Ed.) *NATO Advanced Study Institute on Geostatistics for Natural Resources Characterization, September 6-17*, (Vol. 122, pp. 851-862). Stanford Sierra Lodge, South Lake Tahoe, California: D. Reidel Publishing Company.
- Birge, J. R. and Louveaux, F. (1997). *Introduction to stochastic programming*. New York: Springer-Verlag.
- Boadway, R. W. and Bruce, N. (1984). *Welfare economics*. Oxford: Blackwell Publishers.
- Canadian Petroleum Product Institute (1995). Bioremediation handbook. *Report Number 95-02*, Canadian Petroleum Product Institute, Ottawa, Ontario.
- Collins, J.-L. (1993). A new tool in financial decision-making under uncertainty. *CIM Bulletin, Mineral Economic*, 86 (968), 109-115.
- Committee on Innovative Remediation Technologies, Water Science and Technology Board, Board on Radioactive Waste Management, Commission on Geosciences Environment and Resources and National Research Council (1997). *Innovations in ground water*

and soil cleanup: From concept to commercialization. Washington, D.C.: National Academy Press.

Cookson, J. T. J. (1995). *Bioremediation engineering: Design and application.* New York: McGraw-Hill.

Crowl, D. A. and Louvar, J. F. (1990). *Chemical process safety: Fundamentals with applications.* Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall.

Dagdelen, K. and Turner, A. K. (1995). Importance of stationarity for geostatistical assessment of environmental contamination. In R. M. Srivastava, S. Rouhani, M. V. Cromer, A. I. Johnson and A. J. Desbarats (Eds.), *Geostatistics for Environmental and Geotechnical Applications, January 26-27, 1995*, (pp. 117-132). Phoenix, Arizona: American Society for Testing and Materials (ASTM).

Dakins, M. E., Toll, J. E. and Small, M. J. (1994). Risk-based environmental remediation: Decision framework and role of uncertainty. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (12), 1907-1915.

Davis, A., Kamp, S., Fennemore, G., Schmidt, R. and Keating, M. (1997). A risk-based approach to soil remediation modeling. *Environmental Science & Technology*, 31 (11), 520A-525A.

Davis, K. L., Smith, H. R. and Day, S. M. (1995). A comparative cost analysis: conventional treatment technologies and bioremediation. In B. S. Schepart (Ed.) *Bioremediation of pollutants in soil and water* (pp. 5-17). Philadelphia: American Society for Testing and Materials.

- Day, S. J., Morse, G. K. and Lester, J. N. (1997). The cost effectiveness of contaminated land remediation strategies. *The Science of the Total Environment*, 201 (2), 125-136.
- De Ketelaere, D., Cremona, M., Cremonini, M., Pedone, R., Bernat, M., Le Page, A., Fernex, F., Added, A., Mammou, A. B. and Marzoughi, Y. (1998). Computerized methodology for aquifer vulnerability mapping: Mean sea level aquifer, Malta and Manouba aquifer, Tunisia. *IAHS Publications*, 247, 81-94.
- DePaoli, D. W., Wilson, J. H. and Thomas, C. O. (1996). Conceptual desing of soil venting systems. *Journal of Environmental Engineering*, 122 (5), 399-407.
- Derome, R. (1993). *Économique de l'ingénieur*. Montréal: Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.
- Deutsch, C. V. and Journel, A. G. (1992). *GSLIB: Geostatistical software library and user's guide*. New York: Oxford University Press.
- Diekmann, J. E. (1997). Risk analysis for environmental remediation projects: A comprehensive approach. *Cost Engineering*, 39 (8), 38-44.
- Diekmann, J. E. and Featherman, W. D. (1998). Assessing cost uncertainty: Lessons from environmental restoration projects. *Journal of Construction Engineering and Management*, 124 (6), 445-451.
- Dieter, G. E. (1991). *Engineering design: a materials and processing approach*. (2ed). New York: McGraw-Hill.
- Dixit, A. K. and Pindyck, R. S. (1994). *Investment under uncertainty*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.

- Downey, D. C., Guest, P. R. and Ratz, J. W. (1995). Results of a two-year in situ bioventing demonstration. *Environmental Progress*, 14 (2), 121-125.
- Downey, D. C., Hinchee, R. E. and Miller, R. N. (1999). *Cost-effective remediation and closure of petroleum-contaminated sites*. Columbus, Ohio: Battelle Press.
- Dupont, R. R., Doucette, W. J. and Hinchee, R. E. (1991). *Assessment of in-situ bioremediation potential and the application of bioventing at a fuel-contaminated site*. Stoneham, MA: Butterworth-Heinemann.
- ECHOS (2000a). *Environmental remediation cost data -Assemblies cost book 2000*.(6th Annual Edition). Englewood, CO: R. S. Means Company and Talisman Partners, Ltd.
- ECHOS (2000b). *Environmental remediation cost data -Unit cost book 2000*.(6th Annual Edition). Englewood, CO: R.S. Means Company and Talisman Partners, Ltd.
- Englund, E. and Sparks, A. (1991). Geostatistical environmental assessment software- User's guide. *EPA 600/4-88/033*, U.S. Environmental Protection Agency- Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, Nevada.
- Epstein, L. S. (1980). Decision-making and the temporal resolution of uncertainty. *International Economic Review*, 21, 269-284.
- Faber, S. and Griner, B. (2000). Using conjoint analysis to value ecosystem change. *Environmental Science & Technology*, 34 (8), 1407-1412.
- Federal Remediation Technologies Roundtable (1998). Guide to documenting and managing cost and performance information for remediation projects. *EPA/542/B-98/007*, Federal Remediation Technologies Roundtable.

- Fesko, S. (1994). Technology selection for clean-up of chlorinated solvents in soil and groundwater. In *49th Purdue Industrial Waste Conference* (pp. 161-168). Chelsea, Michigan: Lewis Publishers.
- Finkel, A. M. and Evans, J. S. (1987). Evaluating the benefits of uncertainty reduction in environmental health risk management. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 37 (10), 1164-1171.
- Forsyth, M. (1997). The economics of site investigation for groundwater protection: Sequential decision making under uncertainty. *Journal of Environmental Economics and Management*, 34 (1), 1-31.
- Freeze, R. A., James, B., Massmann, J., Sperling, T. and Smith, L. (1992). Hydrogeological decision analysis: 4. The concept of data worth and its use in the development of site investigation strategies. *Ground Water*, 30 (4), 574-588.
- Freeze, R. A., Massmann, J., Smith, L., Sperling, T. and James, B. (1990). Hydrogeological decision analysis: 1. A framework. *Ground Water*, 28 (5), 738-766.
- Garrick, B. J. and Kaplan, S. (1999). A decision theory perspective on the disposal of high-level radioactive waste. *Risk Analysis*, 19 (5), 903-913.
- Gollier, C., Jullien, B. and Treich, N. (2000). Scientific progress and irreversibility: an economic interpretation of the "Precautionary Principle". *Journal of Public Economics*, 75 , 229-253.
- Grenier, B. (1999). *Évaluation de la décision médicale, introduction à l'analyse médico-économique*. (3e Edition). Paris: Masson.

Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés (1997). Les technologies d'assainissement des lieux contaminés: Manuel de référence. *Environnement Canada*, Burlington, Ontario.

Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés (1999). Approche fédérale en matière de lieux contaminés. *Environnement Canada*, Ottawa.

Gruiz, K. and Kriston, É. (1995). In situ bioremediation of hydrocarbon in soil. *Journal of Soil Contamination*, 4 (2), 163-174.

Hamilton, J. T. and Viscusi, W. K. (1999). *Calculating Risks- The spatial and political dimensions of hazardous waste policy*. Cambridge: MIT Press.

Hanley, N., Shogren, J. F. and White, B. (1997). *Environmental economics in theory and practice*. New York: Oxford University Press.

Hanley, N. and Spash, C. L. (1993). *Cost-benefit analysis and the environment*. Glos: Edward Elgard Publishing Limited.

Hansen, W. J., Orth, K. D. and Robinson, R. K. (1998). Cost effectiveness and incremental cost analyses: Alternative to benefit-cost analysis for environmental remediation projects. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 2 (1), 8-12.

Heger, A. S. and White, J. E. (1997). Using influence diagrams for data worth analysis. *Reliability Engineering and System Safety*, 55, 195-202.

Henry, C. (1974a). Investment decisions under uncertainty: The "irreversibility effect". *American Economic Review*, 64 (6), 1006-1012.

- Henry, C. (1974b). Option values in the economics of irreplaceable assets. *Review of Economic Studies*, 41, 89-104.
- Herath, H. S. B. and Park, C. S. (2001). Real options valuation and its relationship to bayesian decision-making methods. *The Engineering Economist*, 46 (1), 1-32.
- Hinchee, R. E. (1994). Bioventing of petroleum hydrocarbons. In R. D. Norris (Ed.) *Handbook of Bioremediation* (pp. 39-59). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers.
- Hinchee, R. E. and Ong, S. K. (1992). A rapid in situ respiration test for measuring aerobic biodegradation rates of hydrocarbons in soil. *Journal of Air & Waste Management Association*, 42 (10), 1305-1312.
- Hines, W. W. and Montgomery, D. C. (1990). *Probability and statistics in engineering and management Science*. (Third). New York: Willey.
- Hoeppel, R. E., Hinchee, R. E. and Arthur, M. F. (1991). Bioventing soils contaminated with petroleum hydrocarbons. *Journal of Industrial Microbiology*, 8, 141-146.
- Isaaks, E. H. and Srivastava, R. M. (1989). *An introduction to applied geostatistics*. Oxford: Oxford University Press.
- James, B. R., Gwo, J.-P. and Toran, L. (1996a). Risk-cost decision framework for aquifer remediation design. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122 (6), 414-420.
- James, B. R., Huff, D. D., Trabalka, J. R., Ketelle, R. H. and Rightmire, C. T. (1996b). Allocation of environmental remediation funds using economic risk-cost-benefit analysis: A case study. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 16 (4), 95-105.

- Johansson, P.-O. (1991). Valuing environmental damage. In D. Helm (Ed.) *Economic Policy Towards the Environment* (pp. 111-136). Oxford: Blackwell.
- Johnson, P. C. and Ettinger, R. A. (1994). Considerations for the design of in situ vapor extraction systems: radius of influence vs. zone of remediation. *Ground Water Monitoring Review*, 14 (Summer), 123-128.
- Johnson, P. C., Stanley, C. C., Kemblowski, M. W., Byers, D. L. and Colthart, J. D. (1990). A practical approach to the design, operation, and monitoring of in situ soil-venting systems. *Ground Water Monitoring Review*, 10 (2), 159-178.
- Jorgensen, K. S., Puustinen, J. and Suortti, A.-M. (2000). Bioremediation of petroleum, hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution*, 107 (2), 245-254.
- Journel, A. G. (1983). The place of non-parametric geostatistics. In NATO (Ed.) *NATO Advanced Study Institute on Geostatistics for Natural Resources Characterization, September 6-17*, (Vol. 122, pp. 307-335). Stanford Sierra Lodge, South Lake Tahoe, California, U.S.A.: D. Reidel Publishing Company.
- Kleindorfer, P. R., Kunreuther, H. C. and Schoemaker, P. J. H. (1993). *Decision sciences: An integrative perspective*. Cambridge: Cambridge University Press.
- KPMG (1996). Canadian environmental management survey. *KPMG*, Toronto.
- Labieniec, P. A., Dzombak, D. A. and Siegrist, R. L. (1997). Evaluation of uncertainty in a site-specific risk assessment. *Journal of Environmental Engineering*, 123 (3), 234-243.

- Lahdelma, R., Salminen, P. and Hokkanen, J. (2000). Using multicriteria methods in environmental planning and management. *Environmental Management*, 26 (6), 595-605.
- Leahy, M. C. and Erickson, G. P. (1995). Bioventing reduces soil cleanup costs. *Hydrocarbon Processing*, 74 (8), 63-66.
- Lecomte, P. (1995). *Les sites pollués: Traitement des sols et des eaux souterraines*. Paris: Lavoisier.
- Leeson, A. and Hinchee, R. E. (1997). *Soil bioventing: Principles and practice*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers.
- Legrain, M. and Garnier, Y. (2001). *Le Petit Larousse Illustré*. Paris: Larousse.
- Lei, J., Sansregret, J.-L. and Cyr, B. (1994). Biopiles and biofilters combined for soil cleanup. *Pollution Engineering*, 26 (6), 56-58.
- Leonte, D. and Schofield, N. (1995). Evaluation of a soil contaminated site and clean-up criteria: A geostatistical approach. In R. M. Srivastava, S. Rouhani, M. V. Cromer, A. I. Johnson and A. J. Desbarats (Eds.), *Geostatistics for Environmental and Geotechnical Applications, 26-27 January 1995*, (pp. 133-145). Phoenix, Arizona: American Society for Testing and Materials (ASTM).
- Lepage, N., Hamel, P., Lefebvre, R., Therrien, R. and Blais, C. (1999). Decision analysis for leachate control at a fractured rock landfill. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 19 (3), 157-170.
- Lerche, I. (1997). *Geological risk and uncertainty in oil exploration*. San Diego: Academic Press.

- Los Alamos National Laboratory (1995). Cost effectiveness studies of environmental technologies: Volume 1. *LAUR-95-692*, Los Alamos National Laboratory, University of California, for the US Department of Energy, Los Alamos.
- Massmann, J. and Freeze, R. A. (1987). Groundwater contamination from waste management sites: The interaction between risk-based engineering design and regulatory policy: 1-Methodology. *Water Resources Research*, 23 (2), 351-367.
- Mckenna, S. A. (1998). Geostatistical approach for managing uncertainty in environmental remediation of contaminated soils: Case study. *Environmental & Engineering Geoscience*, 4 (2), 175-184.
- Meyers, R. A. (1998). *Encyclopedia of environmental analysis and remediation*. New York: Wiley-Interscience.
- Michelsen, T. C. and Boyce, C. P. (1993). Cleanup standards for petroleum hydrocarbons. Part 1. Review of methods and recent developments. *Journal of Soil Contamination*, 2 (2), 1-16.
- Michigan Department of Natural Resources (1994). Guidance document: Verification of soil remediation. *Environmental Response Division and Waste Management Division of the Department of Environmental Quality*, Lansing.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1999a). Lignes directrices pour le traitement de sols par biodégradation, bioventilation ou volatilisation. *Envirodoq EN990579*, Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.

- Ministère de l'Environnement du Québec (1999b). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. *Envirodoq EN980478*, Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec (2000). Bilan sur les terrains contaminés, Statistiques générales en mai 1996, Statistiques particulières aux dépôts de résidus industriels (anciens GERLED) en mars 1997. *Envirodoq ENV/2000/0050*, Ministère de l'Environnement du Québec, Québec.
- Okx, J. P. and Stein, A. (2000a). An expert support model for in situ soil remediation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118 (3), 357-375.
- Okx, J. P. and Stein, A. (2000b). Use of decision trees to value investigation strategies for soil pollution problems. *Environmetrics*, 11 (3), 315-325.
- Park, C. S. and Herath, H. S. B. (2000). Exploiting uncertainty- Investment opportunities as real options: A new way of thinking in engineering economics. *The Engineering Economist*, 45 (1), 1-36.
- Park, C. S. and Sharp-Bette, G. P. (1990). *Advanced engineering economics*. New York: John Wiley and Sons.
- Pastorok, R. A., MacDonald, A., Sampson, J. R., Wilber, P., Yozzo, D. J. and Titre, J. P. (1997). An ecological decision framework for environmental restoration projects. *Ecological Engineering*, 9, 89-107.
- Pearce, D. W. and Seccombe-Hett, T. (2000). Economic valuation and environmental decision-making in Europe. *Environmental Science & Technology*, 34 (8), 1419-1425.

- Penmetsa, R. K. and Grenney, W. J. (1993). STEP: Model for technology screening for hazardous-waste-site cleanup. *Journal of Environmental Engineering*, 119 (2), 231-247.
- Perdek, J. M. (1997). Decision analysis of incineration costs in superfund site remediation. *Environmental Engineering Science*, 14 (1), 15-26.
- Perry, R. H., Green, D. W. and Maloney, J. O. (1984). *Perry's chemical engineers' handbook*. (50). New York: McGraw-Hill Book Company.
- Quinn, J. W. and Reinhart, D. R. (1997). Bioremediation of diesel contaminated soil using biopiles. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 1 (1), 18-25.
- Ram, N. M., Bass, D. H., Falotico, R. and Leahy, M. (1993). A decision framework for selecting remediation technologies at hydrocarbon-contaminated sites. *Journal of Soil Contamination*, 2 (2), 167-189.
- Ramani, S. V. and Richard, A. (1993). Decision, irreversibility and flexibility: The irreversibility effect re-examined. *Theory and Decision*, 35, 259-276.
- Reisinger, H. J., Mountain, S. A., Andreotti, G., DiLuise, G., Porta, A., Hullman, A. S., Owens, V., Arlotti, D. and Godfrey, J. (1996). Bioremediation of a major inland oil spill using a comprehensive integrated approach. In *Third International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, September 10-13, Warsaw, Poland*.
- Rong, Y. (1999). A study of vadose zone transport model VLEACH. *Journal of Soil Contamination*, 8 (2), 217-229.

- Rong, Y. and Wang, R. F. (2000). Monte Carlo vadoze model for soil remedial criteria. *Soil and Sediment Contamination*, 9 (6), 593-610.
- Saaty, T. L. (1980). *The analytic hierarchy process*. New York: McGraw-Hill.
- Saaty, T. L. (1981). *Decision making for leaders*. Belmont, California: LifeTime Learning Publications.
- Saaty, T. L. (1994). How to make a decision: The analytic hierarchy process. *Interfaces*, 24 (6), 19-43.
- Sagoff, M. (2000). Environmental Economics and the Conflation of Value and Benefit. *Environmental Science & Technology*, 34 (8), 1426-1432.
- Samson, D., Wirth, A. and Rickard, J. (1989). The value of information from multiple sources of uncertainty in decision analysis. *European Journal of Operational Research*, 39 (3), 254-260.
- Scheraga, J. D. and Sussman, F. G. (1998). Discounting and environmental management. In T. Tietenberg and H. Folmer (Eds.) *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1998/1999, A survey of current issues* (pp. 1-32). Cheltenham, Glo, Great Britain: Edward Elgar Publishing.
- Schoefs, O., Deschênes, L. and Samson, R. (1998). Efficiency of a new covering system for the environmental control of biopiles used for the treatment of contaminated soils. *Journal of Soil Contamination*, 7 (6), 753-771.
- Shrestha, S. P. and Loganathan, G. V. (1994). Monte Carlo simulation and effective medium approximation in subsurface flow modeling. *Ground Water*, 32 (6), 929-936.

- Simos, J. (1990). *Évaluer l'impact sur l'environnement: Une approche originale par l'analyse multicritère et la négociation*. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Smith, R. D. and Slenning, B. D. (2000). Decision analysis: dealing with uncertainty in diagnostic testing. *Preventing Veterinary Medicine*, 45 (1-2), 139-162.
- Sonntag, R. E. and Van Wylen, G. J. (1971). *Introduction to thermodynamics- Classical and statistical*. (3rd). New York: John Wiley & Sons.
- Stanin, F. T., Phelps, M. B., Ratz, J. W., Downey, D. C., Lesson, A., Jenner, M., Haas, P. E. and Miller, R. N. (1996). A general evaluation of bioventing for removal actions at Air Force / Department of Defense Installations NationWide; General Engineering Evaluation / Cost Analysis (EE/CA). *U.S. Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE), Technology Transfer Division, Brooks Air Force Base, San Antonio, Texas*.
- Sykes, J. F., Harvey, D. J. M. and Wilger, C. (1996). The risk associated with aquifer remediation: the influence of parameter uncertainty. In Calibration and Reliability in Groundwater Modelling (Ed.) *ModelCARE 96 Conference, September 1996*, (Vol. 237, pp. 533-542). Golden, Colorado: IAHS.
- Toland, R. J., Kloeber, J. M. J. and Jackson, J. A. (1998). A comparative analysis of hazardous waste remediation alternatives. *Interfaces*, 28 (5), 70-85.
- Treybal, R. E. (1980). *Mass-transfer operations*. (Third Edition). New York: McGraw-Hill Book Compagny.

Trigeorgis, L. (1996). *Real options: Managerial flexibility and strategy in resource allocation*.
Cambridge: The MIT Press.

U.S. Army Environmental Center (1997). *Federal Remediation Technologies Roundtable-
Remediation technologies screening matrix and reference guide*. (3rd Edition) [En
ligne]. http://www.ftrr.gov/matrix2/top_page.html (Page consultée le 19 mai 1998).

U.S. Army Environmental Center (2000). *Bioventing of POL contaminated soils*. [En ligne].
<http://aec.army.mil/prod/usaec/et/restor/pol03.htm> (Page consultée le 18 juillet 2000).

U.S. Environmental Protection Agency (1993). Presumptive remedies: Site characterization and
technology selection for CERCLA sites with volatile organic compounds in soils. *540-
F-93-048*, U.S. E.P.A., Office of Solid Waste and Emergency Response.

U.S. Environmental Protection Agency (1995a). How to evaluate alternative cleanup
technologies for underground storage tank sites: A guide for corrective action plan
reviewers. *EPA/510/B-95/007*, U.S. E.P.A., Office of Solid Waste and Emergency
Response, Washington, DC.

U.S. Environmental Protection Agency (1995b). Principles and practices of bioventing, volume
1: Bioventing principles. *EPA/540/R-95/534a*, U.S. E.P.A., Office of Research and
Development National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati.

U.S. Environmental Protection Agency (1995c). Principles and practices of bioventing, volume
2: Bioventing design. *EPA/540/R-95/534a*, U.S. E.P.A., Office of Research and
Development National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati.

- U.S. Environmental Protection Agency (2000). FRTR cost and performance remediation case studies and related information. [CD-Rom]. U.S. E.P.A., Solid Waste and Emergency Response (5102G), *EPA 542-C-00-001*.
- U.S. Environmental Protection Agency, Department of Defense- U.S. Air Force- U.S. Army- U.S. Navy, Department of Energy, Department of Interior, National Aeronautics and Space Administration, Tennessee Valley Authority and Coast Guard (1995). Abstracts of remediation case studies. *EPA-542-R-95-001*, Federal Remediation Technologies Roundtable, Springfield, Virginia.
- Ulph, A. and Ulph, D. (1997). Global warming, irreversibility and learning. *The Economic Journal*, 107, 636-650.
- Usategui, J. M. (1990). Uncertain irreversibility, information and transformation costs. *Journal of Environmental Economics and Management*, 19, 73-85.
- Van Stempvoort, D., Ewert, L. and Wassenaar, L. (1992). AVI: A method for groundwater protection mapping in the prairie provinces of Canada. *PPWB (Prairie Provinces Water Board) pilot project, Final Report*, Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute, Saskatoon.
- Viscusi, W. K. (1985). Environmental policy choice with an uncertain chance of irreversibility. *Journal of Environmental Economics and Management*, 12, 28-44.
- Viscusi, W. K. (1988). Irreversible environmental investments with uncertain benefit levels. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 147-157.

- von Fahnestock, F. M., Wickramanayake, G. B., Kratzke, R. J. and Major, W. R. (1998). *Biopile design, operation and maintenance handbook for treating hydrocarbon-contaminated soils*. Columbus: Battelle Press.
- Weisbrod, B. A. (1964). Collective-consumption services of individual-consumption goods. *Quarterly Journal of Economics*, 78, 471-477.
- Weitzman, M. L. (1994). On the "environmental" discount rate. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, 200-209.
- Wolka, K. K. (1997). Emerging ideas: Site-specific benefit-cost analysis for environmental remediation projects. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 1 (2), 47-49.
- Wyant, J. G., Meganck, R. A. and Ham, S. H. (1995). The need for an environmental restoration decision framework. *Ecological Engineering*, 5, 417-420.
- Zio, E. and Apostolakis, G. E. (1999). Sensitivity and uncertainty analysis within a methodology for evaluating environmental restoration technologies. *Computer Physics Communications*, 117 (1), 1-10.

Annexe 1. Pondération des paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ* par la méthode de hiérarchie multicritère

Cette annexe présente la méthodologie AHP, (*Analytic Hierarchy Process* ou Méthode de hiérarchie multicritère), qui a été utilisée dans cette thèse pour pondérer les paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ*. Les notions présentées dans cette annexe sont tirées de Saaty (1980) et Saaty (1994).

Étape 1 : Identification des éléments

Suite à une revue de littérature des paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ* pour le traitement d'une zone vadose contaminée aux hydrocarbures pétroliers (cette revue est présentée à la section A 3.1.1 de l'Annexe 3), dix paramètres sont retenus et regroupés dans deux catégories, les paramètres associés au site et ceux associés au contaminant (voir Tableau A 1-1). Les paramètres ayant un astérisque sont considérés comme essentiels à la bioventilation *in situ*, ils sont des facteurs de contrôle. Ils sont donc exclus de la pondération. Le nombre de paires d'éléments à comparer est donné par l'équation A1-1 où n représente le nombre d'éléments à comparer. Ainsi, avec 6 éléments dans la première catégorie et deux dans la seconde, le nombre de comparaisons à réaliser est de 15 dans la première et une dans la seconde.

$$nb_{\text{comparaison}} = \frac{n \cdot (n-1)}{2} \quad (A1-1)$$

Tableau A 1-1 Paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ*

Paramètres associés au site	Paramètres associés au contaminant
Perméabilité intrinsèque (PI)	Structure chimique (SC)
Structure et stratification du sol (SS)	Concentration et toxicité (CT)
Présence microbienne* (PM)	Biodisponibilité du contaminant* (BD)
pH du sol (pH)	
Teneur en humidité du sol (TH)	
Température du sol (TS)	
Profondeur de la nappe phréatique (PNp)	

Étape 2 : Comparaison des éléments

Dans une même catégorie, l'importance de chaque paramètre doit être comparée à celle des autres. Une note représentant le ratio d'importance entre deux paramètres est attribuée à chaque paire de paramètres comparés. Pour ce faire, l'importance d'un paramètre sur un autre est traduite numériquement par les relations du Tableau A 1-2.

Tableau A 1-2 Traduction numérique des relations d'importance

Paramètre x comparé au paramètre y	Valeur de la paire de paramètres
x est aussi important que y	1
x est légèrement plus important que y	3
x est plus important que y	5
x est nettement plus important que y	7
x est beaucoup plus important que y	9

Afin de comparer les importances des différents paramètres entre eux, trois spécialistes en restauration des sols ont été réunis autour d'une même table. Les Tableau A 1-3, Tableau A 1-4 et Tableau A 1-5 présentent les relations numériques issues des comparaisons. Il est à noter que l'ordre dans la présentation des paramètres a été ajusté afin que l'importance du paramètre x soit toujours supérieure ou égale à celle du paramètre y.

Tableau A 1-3 Comparaison de l'importance des paramètres associés au site

Paramètre x	Relation	Paramètre y
Perméabilité intrinsèque	3	Structure et stratification du sol
Perméabilité intrinsèque	1	pH
Perméabilité intrinsèque	7	Teneur en humidité
Perméabilité intrinsèque	9	Température du sol
Profondeur de la nappe phréatique	3	Perméabilité intrinsèque
PH	3	Structure et stratification du sol
Structure et stratification du sol	3	Teneur en humidité
Structure et stratification du sol	5	Température du sol
Profondeur de la nappe phréatique	5	Structure et stratification du sol
PH	7	Teneur en humidité
PH	9	Température du sol
Profondeur de la nappe phréatique	3	pH
Teneur en humidité du sol	3	Température du sol
Profondeur de la nappe phréatique	9	Teneur en humidité du sol
Profondeur de la nappe phréatique	9	Température du sol

Tableau A 1-4 Comparaison de l'importance des paramètres associés au contaminant

Paramètre x	Relation	Paramètre y
Structure chimique	1	Concentration et toxicité

Tableau A 1-5 Comparaison de l'importance des catégories de paramètres

Catégorie x	Relation	Catégorie y
Paramètres associés au site	1	Paramètres associés au contaminant

Étape 3 : Construction des matrices de comparaison

L'ensemble des relations numériques établies à l'étape 2 correspond au triangle supérieur d'une matrice carrée dont la diagonale est composée uniquement de valeurs unitaires.

Matrice de comparaison des paramètres associés au site

	PI	SS	pH	TH	TS	PNp
PI	1	3	1	7	9	0,333
SS	0,333	1	0,333	3	5	0,2
pH	1	3	1	7	9	0,333
TH	0,143	0,333	0,143	1	3	0,111
TS	0,111	0,2	0,111	0,333	1	0,111
PNp	3	5	3	9	9	1

Matrice de comparaison des paramètres associés au contaminant

	SS	CT
SS	1	1
CT	1	1

Matrice de comparaison des catégories de paramètres

	Site	Contaminant
Site	1	1
Contaminant	1	1

Étape 4 : Normalisation de la matrice

La quatrième étape de la pondération consiste à créer un vecteur représentant la matrice normalisée. Pour ce faire, il suffit dans un premier temps de normaliser les colonnes en divisant chaque élément d'une colonne par la somme des éléments composant cette dernière. Ensuite, il faut normaliser les lignes. Pour ce faire, il suffit de sommer les éléments de chaque ligne (de la matrice avec colonnes normalisées) et de diviser cette somme par le nombre d'éléments composant la ligne. Le résultat obtenu équivaut à un vecteur de dimension $1 \times n$, où n est le nombre de paramètres considérés. Chaque élément du vecteur correspond à l'importance du paramètre lui étant associé sur l'ensemble des paramètres de la catégorie.

Normalisation des colonnes

	PI	SS	pH	TH	TS	PNp
PI	1	3	1	7	9	0,333
SS	0,333	1	0,333	3	5	0,2
pH	1	3	1	7	9	0,333
TH	0,143	0,333	0,143	1	3	0,111
TS	0,111	0,2	0,111	0,333	1	0,111
PNp	3	5	3	9	9	1
Somme	5,587	12,533	5,587	27,333	36	2,088

Normalisation des lignes

	PI	SS	pH	TH	TS	PNp	Somme	Somme normalisée
PI	0,179	0,239	0,179	0,256	0,250	0,159	1,263	0,210
SS	0,060	0,080	0,060	0,110	0,139	0,096	0,543	0,091
pH	0,179	0,239	0,179	0,256	0,250	0,159	1,263	0,210
TH	0,026	0,027	0,026	0,037	0,083	0,053	0,251	0,042
TS	0,020	0,016	0,020	0,012	0,028	0,053	0,149	0,025
PNp	0,537	0,399	0,537	0,329	0,250	0,479	2,531	0,422

Ainsi, selon l'importance de l'influence sur l'efficacité de la bioventilation *in situ* de chaque paramètre à l'intérieur d'une même catégorie, la perméabilité intrinsèque à une importance de 21 %, la structure et stratigraphie du sol 9,1 %, le pH du sol 21 %, la teneur en humidité 4,2 %, la température du sol 2,5 % et la profondeur de la nappe phréatique 42,2 %. La structure chimique du contaminant et sa toxicité ont tous deux une importance de 50 % tout comme les deux catégories de paramètres. La normalisation pour ces deux derniers est réalisée de façon similaire à celle présentée précédemment.

Étape 5 : Vérification de la cohérence de la pondération

La méthode de pondération AHP permet d'évaluer la cohérence des comparaisons réalisées à la seconde étape et ainsi d'attribuer un ratio de cohérence (RC) aux poids des paramètres. Ceci permet dans un premier temps de vérifier s'il n'y a pas eu de contradiction dans les comparaisons deux à deux des paramètres et dans un second temps de qualifier le vecteur de poids obtenu.

Un exemple de contradiction dans le présent exercice serait de dire que la perméabilité intrinsèque du sol est aussi importante que le pH, que le pH est nettement plus important que la teneur en humidité et que la teneur en humidité est plus importante que la perméabilité intrinsèque du sol. Cette dernière affirmation aurait contredit la première.

La méthodologie pour obtenir ce ratio de cohérence est d'évaluer un indice de cohérence (IC) pour la solution obtenue et de le diviser par un indice représentant une comparaison aléatoire d'un même nombre d'éléments (IR) afin de calibrer le ratio de cohérence obtenu. L'indice de cohérence (IC) est obtenu par la soustraction au vecteur propre de la matrice d'équations (formée de la matrice de départ et du vecteur de poids) du nombre de paramètres pondérés. Afin de rendre cet indice indépendant de la taille de la matrice, cette soustraction est divisée par le nombre de variables pondérées moins un (1). Saaty (1980) a proposé de diviser cet indice d'incohérence par un indice (IR) provenant d'une table d'indice aléatoire (voir Tableau A 1-6 (Saaty, 1980)) établie par des simulations statistiques. Cet indice aléatoire (IR) est dépendant du nombre de paramètres pondérés.

Tableau A 1-6 Indice aléatoire utilisé pour évaluer la cohérence d'une comparaison

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0,00	0,00	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Une approximation du vecteur propre (λ) est obtenue en faisant la moyenne des rapports entre les éléments résultant du produit matriciel de la matrice de départ par le vecteur de poids et les poids des variables.

$$\begin{bmatrix} 1 & 3 & 1 & 7 & 9 & 0,333 \\ 0,333 & 1 & 0,333 & 3 & 5 & 0,2 \\ 1 & 3 & 1 & 7 & 9 & 0,333 \\ 0,143 & 0,333 & 0,143 & 1 & 3 & 0,111 \\ 0,111 & 0,2 & 0,111 & 0,333 & 1 & 0,111 \\ 3 & 5 & 3 & 9 & 9 & 1 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 0,210 \\ 0,091 \\ 0,210 \\ 0,042 \\ 0,025 \\ 0,422 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1,353 \\ 0,566 \\ 1,353 \\ 0,254 \\ 0,151 \\ 2,74 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} 1,353/0,21 \\ 0,566/0,091 \\ 1,353/0,21 \\ 0,254/0,042 \\ 0,151/0,025 \\ 2,74/0,422 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 6,443 \\ 6,220 \\ 6,443 \\ 6,048 \\ 6,040 \\ 6,493 \end{bmatrix}$$

$$\lambda = \frac{6,443+6,220+6,443+6,048+6,040+6,493}{6} = 6,281$$

$$IC = \frac{\lambda - n}{n-1} = \frac{6,281-6}{6-1} = 0,056$$

$$n=6 \rightarrow IR=1,24$$

$$RC = \frac{IC}{IR} = \frac{0,056}{1,24} = 0,0452 = 4,52\%$$

Un ratio de cohérence inférieur à 10 %, soit une cohérence à plus de 90 %, est considéré comme acceptable pour qu'il n'y ait pas d'incohérence dans la pondération des variables. Ce qui est le cas dans la pondération des paramètres associés au site où il y a cohérence à 95,5 %. Pour ce qui est deux autres comparaisons, en raison du nombre de comparaisons à effectuer (une seule puisqu'il n'y a que deux éléments dans chaque cas), la cohérence de 100 % dans les deux cas.

Pour obtenir la pondération finale de tous les paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ*, il faut affecter les poids de la comparaison des catégories aux paramètres les composant. Puisque les poids des deux catégories sont de 50 %, les poids de tous les paramètres sont simplement réduits de moitié (voir Tableau A 1-7). L'avantage de la séparation des paramètres en deux catégories pour la comparaison réside dans la diminution du nombre de paires de comparaison. En effet, avec l'ensemble des huit paramètres, 28 comparaisons auraient été nécessaires, tandis qu'avec deux catégories, il a fallu 15 comparaisons dans la première, une dans la seconde et une entre les deux catégories pour un total de 17 comparaisons. De plus, comme l'indique le Tableau A 1-6, l'indice aléatoire augmente avec le nombre d'éléments à comparer. Ceci peut se traduire par la suite par une augmentation du ratio de cohérence, soit une augmentation de l'incohérence.

Tableau A 1-7 Poids des paramètres influençant l'efficacité de la bioventilation *in situ*

Paramètre	Poids (%)
Perméabilité intrinsèque	10,50
Structure et stratification du sol	4,55
pH du sol	10,50
Teneur en humidité du sol	2,10
Température du sol	1,25
Profondeur de la nappe phréatique	21,10
Structure chimique du contaminant	25,00
Concentration et toxicité du contaminant	25,00

Annexe 2. Présentation du site contaminé à restaurer

Cette annexe présente le site réel contaminé utilisé dans les simulations du CHAPITRE 7. L'ensemble des données provient de caractérisations réalisées sur une période de trois ans. Ces données ont été gracieusement fournies par un partenaire de la Chaire industrielle CRSNG en assainissement et gestion des sites, de l'École Polytechnique de Montréal.

La contamination du site, aujourd'hui désaffecté, remonte à des opérations liées à l'activité pratiquée sur le site. La principale source de contamination provient d'un réservoir de diesel de 25 000 L, dont des déversements ont été recensés, notamment un en 1992.

Suite au forage requis pour la caractérisation du site, le profil géologique de ce dernier a été dressé comme suit. La première couche est constituée d'un remblai hétérogène composé principalement de cailloux, gravier et sable avec la présence en quelques points d'échantillonnage de sable silteux. Beaucoup de débris de toutes sortes ont été retrouvés dans cette couche, notamment du bois, du métal, des tuyaux de plastique et de la brique. La perméabilité intrinsèque moyenne du sol à l'air a été estimée à $2,17 \times 10^{-8} \text{ cm}^2$, sa porosité à 35% et sa densité à $1\,875 \text{ kg/m}^3$. La profondeur moyenne de cette couche est de 2 mètres, variant de 1 à 2,9 mètres. La profondeur de la nappe phréatique varie pour sa part de 0,5 à 2,3 mètres pour une valeur moyenne de 1,5 mètre. Le roc se trouve sous cette première couche, soit à une profondeur moyenne de 2 mètres. Des relevés de la variation de la profondeur de la nappe phréatique ont révélé une profondeur stable avec les saisons.

Soixante échantillons de sol ont été prélevés sur le site pour des analyses en hydrocarbures pétroliers, principalement dans la plage C_{10} - C_{50} . L'emplacement de ces points, de même que la plage dans laquelle ils se situent selon les critères génériques du ministère de l'Environnement

du Québec (1999b) pour les hydrocarbures pétroliers, sont présentés à la Figure A 2-1. La zone délimitée par un trait discontinu représente la zone de traitement pour laquelle une concentration moyenne de 6 145 mg de diesel/kg de sol a été estimée. Des détails sur la méthode utilisée pour établir cette estimation et délimiter cette zone sont présentés en Annexe 4. Cette zone est constituée de 34 points d'échantillonnage, dont les concentrations varient de 0 à 21 000 mg/kg (six fois supérieure au critère C du Ministère établi à 3 500 mg/kg). La répartition de ces points selon leurs concentrations est la suivante : 44 % ont une concentration inférieure à 700 mg/kg, 12 % entre 700 et 3 500 mg/kg et 44 % supérieure à 3 500 mg/kg. Parmi les points appartenant à cette dernière catégorie, 9 (soit 60 % de cette catégorie ou 26 % de l'ensemble des points) ont une concentration supérieure à 10 000 mg/kg. Des échantillons de l'eau souterraine n'ont révélé aucune contamination de cette dernière. La superficie de la zone à traiter est de 5 263 m². En raison de la profondeur moyenne de la nappe phréatique (1,5 mètres) et de l'absence de contamination dans cette dernière, le volume total de sol à traiter est estimé à 7 895 m³.

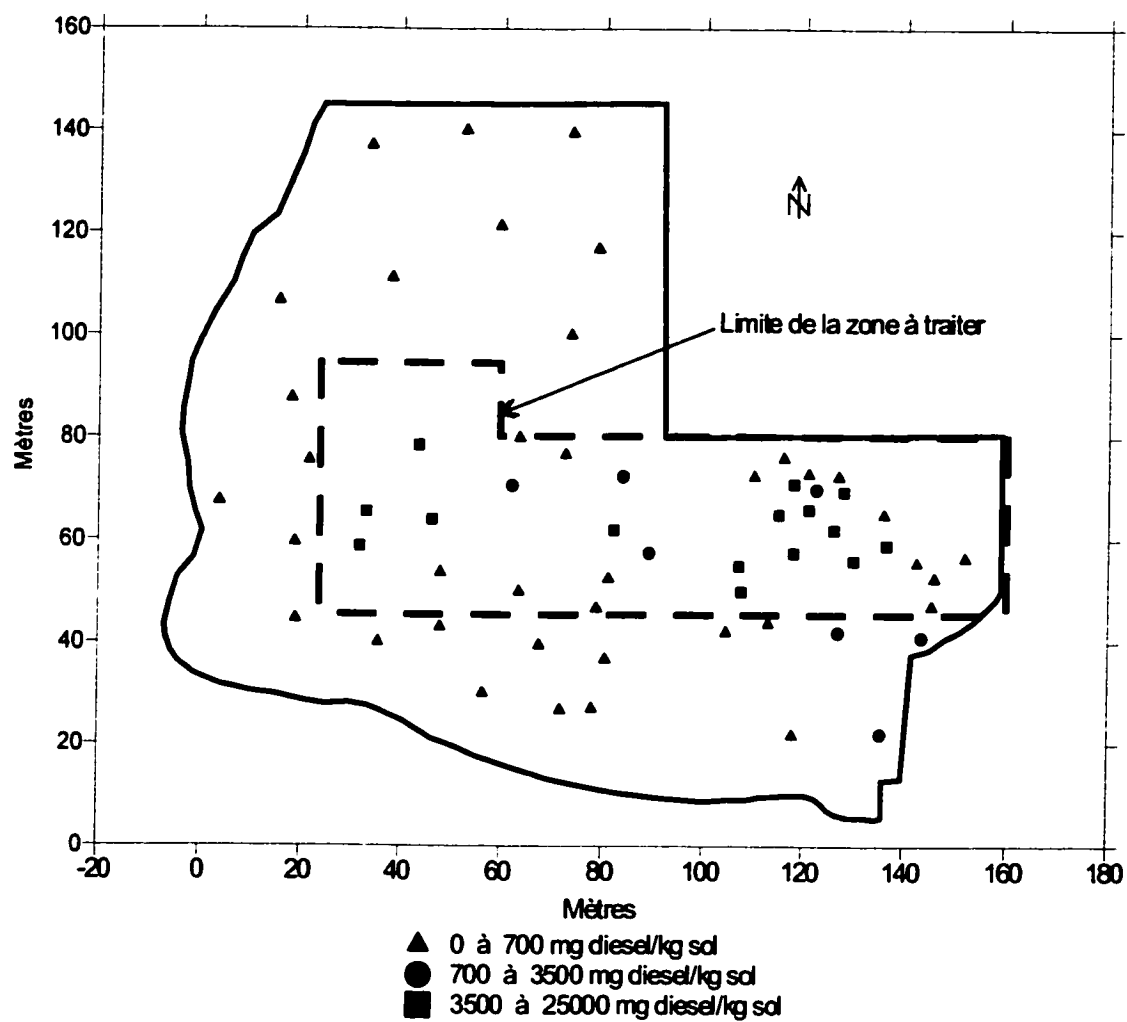


Figure A 2-1 Limite du site, de la zone à restaurer et emplacement des points d'échantillonnage de la caractérisation initiale

Annexe 3. Conception, dimensionnement et évaluation économique des technologies

Cette annexe porte sur les deux technologies considérées dans les deuxième et troisième articles de cette thèse, soit les CHAPITRE 6 et CHAPITRE 7. Pour chacune des deux technologies, la bioventilation *in situ* et le traitement par biopile, une description de la technologie et des paramètres l'affectant, une évaluation de cette dernière (uniquement dans le cas de la bioventilation *in situ*), le dimensionnement pour le site considéré dans les simulations du CHAPITRE 7 ainsi que les coûts associés à ce dimensionnement sont présentés.

A 3.1. Bioventilation in situ

A 3.1.1. Description de la technologie

Cette technologie de restauration axée sur l'élimination de la contamination dans la zone vadose tire son origine d'une amélioration de la technologie d'extraction des vapeurs dans le sol. Contrairement à cette dernière qui favorise la volatilisation des contaminants dans le sol pour les extraire par aspiration et les traiter en surface, la bioventilation *in situ* minimise la volatilisation des contaminants (Dupont et al., 1991). Cette technologie repose sur l'élimination de la contamination à même le sol par l'entremise de microorganismes capables de dégrader les contaminants. Ainsi, le mouvement d'air dans la zone contaminée ne sert qu'à maintenir un apport en oxygène adéquat pour les microorganismes (Hinchee, 1994). Les hydrocarbures pétroliers font partie des composés se traitant relativement facilement par bioventilation *in situ* (Hoeppel et al., 1991). Les composés ayant une faible pression de vapeur, et donc se volatilisant difficilement, se traitent particulièrement bien par bioventilation *in situ* à condition que leur processus de biodégradation soit aérobie (U.S. Environmental Protection Agency, 1995b). Le concept de la bioventilation *in situ* est d'utiliser l'oxygène comme accepteur d'électrons dans la dégradation d'un composé chimique en composés intermédiaires jusqu'à la minéralisation totale du composé initial en eau et en dioxyde de carbone (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c).

L'apport en oxygène aux microorganismes peut être réalisé de deux façons différentes, soit en injectant ou en extrayant de l'air dans le sol à partir de puits (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). La configuration par extraction d'air, malgré un faible débit, engendre une légère volatilisation des contaminants les plus légers en raison de la dépression créée dans la

zone de pompage. À l'inverse, l'injection d'air maintient, pour de faibles débits, une pression relative positive dans la zone contaminée et empêche ainsi toute volatilisation des contaminants (Stanin et al., 1996). Un système basé sur l'extraction d'air, contrairement à l'injection, implique le traitement des gaz à la sortie. L'air injecté pour sa part ressort naturellement du sol. Par contre, s'il est chargé en contaminants volatils à de très faibles concentrations, ils sont directement émis dans l'atmosphère. Certains avancent que le niveau de contamination de cet air est très faible car l'air vicié a parcouru une grande distance, à l'extérieur de la zone de contamination, et ainsi le processus de biodégradation du contaminant par les microorganismes du sol s'est poursuivi diminuant ainsi la charge émise à l'atmosphère (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c). La zone de sol propre en bordure de la contamination agit à titre de biofiltre et remplace celui qui est installé en surface pour traiter les gaz de sortie (Cookson, 1995).

L'efficacité et le potentiel d'applicabilité de la bioventilation *in situ* sont affectés par différents paramètres associés au site et au contaminant. La bioventilation est applicable pour une perméabilité intrinsèque supérieure à 10^{-8} cm^2 (1 darcy), applicable avec de plus amples évaluations pour une perméabilité de $10^{-8} \text{ cm}^2 \geq k \geq 10^{-10} \text{ cm}^2$ (entre 0,01 et 1 darcy) et non applicable pour une perméabilité inférieure à 10^{-10} cm^2 (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Pour assurer une bonne biodégradation, l'apport en oxygène doit être de 0,25 à 0,5 volume de pores par jour (Stanin et al., 1996). Le U.S. Army Environmental Center (2000) recommande pour sa part une perméabilité du sol à l'air supérieure à 0,1 darcy pour utiliser la bioventilation *in situ*. La structure et la stratification du sol influencent où et comment se dirigent les vapeurs dans le sol. Les sols stratifiés peuvent être traités par bioventilation mais il faut s'assurer que la zone la moins perméable sera suffisamment aérée. En raison de l'utilisation des microorganismes présents dans le sol pour dégrader de façon aérobie les composés

chimiques, un compte supérieur à 1000 CFU/gramme (*Colony-Forming Units*) est nécessaire pour utiliser la bioventilation sur un site (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Dans la majorité des sites, à l'exception de ceux présentant des concentrations toxiques pour les microorganismes, les microorganismes sont en quantité suffisante (Leahy and Erickson, 1995). Le pH du sol doit être compris dans une plage variant entre 5 et 9 avec une préférence pour les pH neutres (7) (U.S. Environmental Protection Agency, 1995b). La plage optimale se situe entre 6 et 8 selon la grille de sélection d'une technologie du *Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR)* (U.S. Army Environmental Center, 1997). Toujours selon cette grille, la teneur en humidité doit se situer entre 2 et 5 % massique. Un sol trop humide diminue sa perméabilité à l'air tandis que trop sec, il limite la croissance microbienne. Les microorganismes associés à la dégradation et la minéralisation *in situ* des contaminants ont été trouvés dans des sols dont l'humidité variait entre 2 et 25 % massique (Downey et al., 1995). Le U.S. Army Environmental Center (1997) souligne la présence d'une activité microbienne, faible mais présente, pour des températures avoisinant le point de congélation. À l'autre extrémité de la plage, des conditions supérieures à 40°C ne sont pas viables pour les microorganismes (Stanin et al., 1996). En raison de la fluctuation de la hauteur de la nappe phréatique avec les saisons et de l'effet d'aspiration autour des puits d'extraction d'air, la hauteur de la nappe phréatique et sa variation peuvent influencer l'applicabilité de la bioventilation *in situ*. À plus de 3 mètres de profondeur, les fluctuations de la nappe ont peu d'influence sur la technologie (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Le dernier paramètre pouvant également influencer la performance de la bioventilation *in situ* est la teneur en contaminant dans le sol. Une trop grande concentration en contaminant peut inhiber l'activité microbienne (Stanin et al., 1996). Le U.S. Environmental Protection Agency (1995a) fixe cette valeur à 25 000 mg/kg pour les hydrocarbures pétroliers. Selon ce dernier, il est difficile, voire impossible, de réduire plus de

95 % de la concentration initiale la teneur en hydrocarbures pétroliers à l'aide de la bioventilation *in situ*.

A 3.1.2. Performance

L'évaluation de l'atteinte des objectifs de restauration dépend de la valeur des paramètres du site influençant la performance de la bioventilation par rapport à leurs valeurs optimales. Une pondération de ces paramètres a été réalisée (voir l'Annexe 1) en raison d'une différence dans l'importance de chacun des paramètres. À l'aide de la méthode de hiérarchie multicritère attribuant un poids à chacun des paramètres, il est possible d'établir une équation (voir équation A3-1) représentant l'efficacité de la bioventilation *in situ* pour un site contaminé donné.

$$\text{Eff}_{\text{Biov}} = \text{Cont} \cdot \frac{10,5 \text{ PI} + 4,55 \text{ SS} + 10,5 \text{ pH} + 2,1 \text{ TH} + 1,25 \text{ TS} + 21,1 \text{ PNP} + 25 \text{ SC} + 25 \text{ CT}}{1000}$$

(A3-1)

La variable Cont représente un facteur de quasi-contrôle, dont la valeur fluctue de 0 à 1, servant à inclure dans l'efficacité l'influence de la charge en contaminant à retirer.

La valeur attribuée à chacune des variables de cette équation dépend de la valeur du paramètre dans le contexte étudié par rapport à sa valeur optimale. Le Tableau A 3-1 associe une note à chaque valeur possible des paramètres.

Tableau A 3-1 Notes associées aux paramètres affectant la bioventilation *in situ*

Paramètres	Valeurs	Note
PI	> 1 darcy ($> 10^{-8} \text{ cm}^2$)	10
	0,1 à 1 darcy (10^{-9} à 10^{-8} cm^2)	8
	0,01 à 0,1 darcy (10^{-10} à 10^{-8} cm^2)	5
	< 0,01 darcy ($< 10^{-10} \text{ cm}^2$)	0

Paramètres	Valeurs	Note
SS	Composition uniforme de sable ou gravier	10
	Composition uniforme de till sableux ou tourbe	9
	Composition uniforme de silt	7
	Remblai perméable	6
	Till sableux contenant des lentilles imperméables (argile)	5
	Remblai imperméable	4
	Argile très fracturée	3
	Roc métamorphique ou igné fracturé	2
	Argile peu fracturée	1
	Roc	1
pH	6,8 à 7,2	10
	6 à 6,8 ou 7,2 à 8	9
	5 à 6 ou 8 à 9	5
	1 à 5 ou 9 à 14	1
TH	5 à 15 % massique	10
	15 à 25 % massique	7
	2 à 5 % massique	5
	< 2 % ou > 25 % massique	0
TS	20 à 40 °C	10
	10 à 20 °C	7,5
	5 à 10 °C	2,5
	< 5 °C ou > 40 °C	0
PNp	> 3,00 mètres	10
	2,00 à 3,00 mètres	7
	1,00 à 2,00 mètres	3
	< 1,00 mètre	0
SC	< 1 mm Hg	10
	1 à 760 mm Hg	6
	> 760 mm Hg	3
CT	< 1 000 mg/kg	10

Paramètres	Valeurs	Note
	1 000 à 5 000 mg/kg	9
	5 000 à 10 000 mg/kg	7
	10 000 à 25 000 mg/kg	5
	>25 000 mg/kg	0

À l'aide du Tableau A 3-1, une valeur est associée chaque paramètre (voir Tableau A 3-2) affectant la bioventilation *in situ* selon la valeur réelle du paramètre pour le site présenté en Annexe 2.

Tableau A 3-2 Notes pour le site réel considéré dans les simulations

Paramètre	Valeur réelle	Note
PI	$2,17 \times 10^{-8} \text{ cm}^2$	10
SS	Remblai perméable	6
pH	7	10
TH	10 % massique	10
TS	12°C	7,5
PNp	1,5 mètres	3
SC	Diesel (< 1 mm Hg)	10
CT	Selon la simulation	...

Il est à noter qu'en raison de l'évolution de la restauration, la valeur et la note du paramètre associé à la concentration et la toxicité vont changer tout au long de la simulation. En considérant une note maximale pour ce paramètre (10), l'efficacité maximale de la bioventilation *in situ* pour ce site (avant considération de la charge à retirer) est de 83,1 %.

Il est considéré qu'un taux annuel d'enlèvement du diesel inférieur à 50 % est normal pour la bioventilation *in situ* (valeur établie selon différents cas répertoriés dans Downey et al. (1995) et Air Force Center for Environmental Excellence (1996)). Dans ce cas, le facteur de quasi-contrôle prend une valeur de 1. Si le taux annuel est supérieur à 50 %, l'efficacité de la

bioventilation *in situ* décroît jusqu'à atteindre une efficacité nulle (valeur du facteur de quasi-contrôle de zéro) si le taux est supérieur à 95 % (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). En supposant que la diminution n'est pas linéaire mais qu'elle chute rapidement dès le taux de 50 % dépassé, une fonction exponentielle (équation A3-2) est utilisée pour quantifier la valeur du facteur de quasi-contrôle pour des taux annuels d'enlèvement compris entre 50 et 95 %.

$$\text{Cont} = 2154,4 \cdot e^{-15,351 \cdot \text{Taux annuel d'enlèvement}} \quad (\text{A 3-2})$$

Avant de clore cette section sur la performance de la bioventilation *in situ*, un exemple d'évaluation des efficacités est donné pour le passage d'une situation donnée à tous les états possibles.

Soit la concentration initiale du site de 6 145 mg/kg de diesel et les trois situations possibles représentant les concentrations inférieures au critère B (700 mg/kg), la plage B-C, et les concentrations supérieures au critère C (3 500 mg/kg). Premièrement, la note associée au paramètre CT prend une valeur de 7, diminuant l'efficacité maximale de la bioventilation *in situ* dans ce contexte à 75,6 %.

Efficacité à atteindre un état dont la situation la plus probable est dans la plage B-C à partir de la concentration initiale :

Pour atteindre en une année la situation B-C, le taux d'enlèvement minimum est de 43 %. Il s'agit d'un taux minimum puisque la valeur supérieure de la situation à atteindre est utilisée dans le calcul (3 500 mg/kg dans ce cas-ci). Un tel taux, inférieur à 50 %, n'affecte pas l'efficacité maximale de la bioventilation. Or, l'efficacité maximale de la bioventilation *in situ* ne peut pas être associée uniquement à ce passage de la concentration initial à la situation B-C. Il faut y

retrancher la possibilité d'atteindre toutes les situations de concentrations inférieures (seulement la situation de concentration inférieure à 700 mg/kg dans ce cas-ci).

Efficacité à atteindre un état dont la situation la plus probable est <B à partir de la concentration initiale :

Dans ce cas-ci, le taux minimum d'enlèvement pour accomplir ce passage (diminuer la concentration de 6 145 mg/kg à moins de 700 mg/kg) est de 88,6 %. Cette valeur étant comprise entre 50 et 95 %, un facteur de quasi-contrôle doit être évalué. Ce dernier est de 0,0027. Ainsi, l'efficacité à atteindre une concentration inférieure à 700 mg/kg à partir de la concentration initiale est équivalente au produit de l'efficacité maximale et de ce facteur de quasi-contrôle, soit 0,20 %.

Ainsi, l'efficacité réelle d'atteindre un état dont la situation la plus probable est dans la plage B-C à partir de la concentration initiale est de 75,6 % - 0,2 %, soit 75,4 %. Le complément de la somme des efficacités pour le passage des deux situations, soit 24,4 % dans cet exemple, est la probabilité (l'efficacité) que le nouvel état, suite à l'utilisation de la bioventilation, ait une situation la plus probable identique à la situation initiale.

A 3.1.3. Dimensionnement

Un système de bioventilation *in situ* a été dimensionné pour le traitement du site décrit à l'Annexe 2. Ce dimensionnement est à la base de l'évaluation économique du traitement du site. En raison du contrôle total des émissions gazeuses que représente la bioventilation par extraction d'air, cette configuration est retenue. L'objectif visé par le traitement est d'atteindre une concentration en diesel sur le site inférieure au critère B, soit 700 mg/kg.

Le paramètre clé dans le dimensionnement d'un système par bioventilation est la détermination de l'espacement entre les puits (U.S. Environmental Protection Agency, 1995b). Il existe deux rayons d'influence dans un système de bioventilation *in situ*. Le premier, le rayon d'influence pneumatique, est une mesure de la distance par rapport à un puits de pompage à laquelle l'influence du courant d'air induit ne se fait plus sentir, c'est-à-dire la distance à laquelle la pression relative mesurée est inférieure à 25 Pa (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c). Le deuxième, le rayon d'influence biologique, évalue la distance maximale par rapport à un puits d'injection ou d'extraction à laquelle l'apport en oxygène aux microorganismes est suffisant (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Le rayon d'influence considéré dans le dimensionnement du système est le plus petit des deux.

En pratique, l'évaluation du rayon d'influence pneumatique requiert des essais sur le site. Il s'agit d'effectuer des essais de pompage sur le site, d'une durée suffisamment longue pour être en régime permanent (une à deux heures). À différentes distances de ce point d'extraction, des puits de suivi sont installés et la pression y est mesurée. Il est recommandé de réaliser ce test pour trois différents débits d'extraction afin d'avoir une certaine flexibilité quant au choix du système de ventilation final (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c). En extrapolant la droite du logarithme de la pression dans les puits de suivi en fonction de leur distance par rapport au point d'extraction, le rayon d'influence se mesure pour une pression de 25 Pa (Johnson and Ettinger, 1994). À l'aide de l'équation A3-3 (Johnson et al., 1990), pour laquelle Q représente le débit d'extraction, H la longueur grillagée du puits d'extraction, μ la viscosité de l'air ($1,8 \times 10^{-4}$ g/cm-s), P_w la pression absolue au puits d'extraction, P_{atm} la pression atmosphérique, R_w le rayon du puits d'extraction et R_l le rayon d'influence pneumatique, et suite à cet essai de terrain, la perméabilité, k , du sol à l'air peut être évaluée.

$$\frac{Q}{H} = \pi \frac{k}{\mu} P_w \frac{[1 - (P_{atm} / P_w)^2]}{\ln(R_w / R_I)} \quad (A3-3)$$

Dans le cas de cette thèse, puisqu'il était impossible de faire des essais de terrain, l'évaluation du rayon d'influence pneumatique a été réalisée en sens inverse. Une pression au puits et un débit d'air ont été sélectionnés et à partir de l'estimation de la perméabilité du sol à l'air ($2,17 \times 10^{-8} \text{ cm}^2$), le rayon d'influence pneumatique a été calculé. En raison de la faible profondeur de la nappe phréatique, une pression au puits de 100,3 kPa (0,99 atmosphère) est retenue puisqu'elle correspond à une remontée de la nappe autour du puits de seulement 10 centimètres. Un débit de $141,6 \text{ cm}^3/\text{s}$ (0,3 cfm) est utilisé. Pour un puits d'un rayon de 2,54 centimètres et une longueur grillagée de 100 centimètres, un rayon d'influence pneumatique de 4,66 mètres a été obtenu.

Pour déterminer le rayon d'influence biologique, il faudrait en pratique recourir également à un test sur le site, un test de respiration *in situ*. Ce test consiste à injecter de l'air (ainsi qu'un gaz inerte comme témoin) dans le sol durant environ 24 heures. Différents points de suivi sont installés dans la zone contaminée autour du puits d'injection. Après l'arrêt de l'injection de l'air, des échantillons d'oxygène, de gaz carbonique et de vapeurs de contaminant sont récupérés à intervalles réguliers jusqu'à ce que la concentration en oxygène soit à 5% (Hinchee and Ong, 1992). Sur un graphique représentant la concentration en oxygène en fonction du temps, la première portion linéaire représente le taux de consommation d'oxygène par les microorganismes pour dégrader le contaminant. Considérant qu'un puits vertical d'extraction fournit de l'oxygène à une zone cylindrique dont il est le centre, le rayon d'influence biologique est déterminé par l'équation A3-4 (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c) pour laquelle Q représente le débit d'air, 20,9%-5% la consommation maximale en oxygène par les

microorganismes, h l'épaisseur de la zone à aérer, k_o le taux de consommation d'oxygène et θ_a la porosité du sol.

$$R_{IB} = \sqrt{\frac{Q(20,9\%-5\%) }{\pi \cdot h \cdot k_o \cdot \theta_a}} \quad (A3-4)$$

Une fois de plus, les essais de terrain n'étant pas possibles, un taux de consommation d'oxygène de 0,3%/heure (7,2%/jour) (Hinchee and Ong, 1992) a été considéré. En utilisant le même débit que précédemment, une profondeur à aérer de 1,5 mètres et une porosité de 35%, un rayon d'influence biologique de 4,05 mètres a été évalué.

L'apport en oxygène pour maintenir l'activité microbienne étant le facteur limitant dans ce système, le rayon d'influence retenu est donc 4,05 mètres. En raison du chevauchement entre les zones d'influence de chaque puits, il est suggéré d'espacer chaque puits par une distance équivalente au rayon d'influence multiplié par un facteur variant entre 1 et 1,5. Un facteur de 1,414 est retenu, donnant ainsi un espace entre chaque puits de 5,7 mètres.

À l'aide de l'équation A3-5 (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c) reliant le taux de consommation d'oxygène, k_o (%/jour), au taux de biodégradation, k_B (mg/kg-jour), pour laquelle ρ_{O_2} est la densité de l'oxygène (mg/L), ρ_k la densité du sol (g/cm³) et C le ratio massique hydrocarbures/oxygène requis pour la minéralisation (une valeur de 0,29 est utilisée pour le diesel, voir la section A 3.2.2 pour le détail de ce calcul), un taux de biodégradation de 5,15 mg diesel/kg sol-jour est obtenu. Selon la concentration initiale et l'objectif de restauration, une durée de 2,9 années de traitement est évaluée.

$$-k_B = \frac{-k_o \cdot \theta_a \cdot \rho_{O_2} \cdot C \cdot (0,01)}{\rho_k} \quad (A3-5)$$

Pour couvrir l'ensemble de la superficie du site, un total de 150 puits d'extraction d'air d'un rayon de 2,54 centimètres, d'une longueur grillagée de 100 centimètres et d'une longueur totale de 150 centimètres est nécessaire. En se référant à la forme de la zone à traiter, six lignes Est-Ouest de 23 puits chacune et 2 lignes de 6 puits (tous les puits étant espacés de 5,7 mètres) sont nécessaires. Les puits de chaque ligne sont reliés par un tuyau de 5,08 centimètres de diamètre et ces huit tuyaux sont raccordés sur un tuyau de 10,16 centimètres de diamètre. Une pompe à vide permettant un débit de 76,5 m³/heure et ayant une puissance de 3,15 kW est nécessaire. Selon les besoins en équipement pour chacun puits (basés sur U.S. Environmental Protection Agency (1995c) et Stanin et al. (1996)), une liste de tous les équipements nécessaires a été établie. Cette liste est donnée aux Tableaux A 3-3 à Tableau A 3-5.

Afin d'assurer que l'air rejeté dans l'atmosphère est exempt de tout contaminant ayant pu se volatiliser, un biofiltre est mis en place après la pompe à vide. Puisque la charge en contaminant dans l'air à traiter est relativement faible, le biofiltre est dimensionné selon un temps minimum de séjour et non une masse de contaminant à dégrader (Canadian Petroleum Product Institute, 1995). Connaissant le débit d'air alimenté au biofiltre, en maintenant un temps de séjour de deux minutes sur une hauteur de 1,5 mètres, la superficie requise du milieu filtrant est évaluée à 1,7 m² et le taux de chargement à 45 m/h. Pour un milieu filtrant composé de compost, un tel chargement implique une perte de charge de 185 Pa (Canadian Petroleum Product Institute, 1995) (déjà considérée dans la puissance de la pompe). Entre la pompe à vide et le biofiltre, une tour d'humidification est requise afin de ne pas assécher le milieu filtrant. Le dimensionnement de cette tour, également nécessaire pour le traitement en biopile, est présenté à la section A 3.2.2.

Tableau A 3-3 Matériel nécessaire pour la construction du système de bioventilation *in situ*

Tuyaux (diamètres)	Pleins	5,08 cm	850 m
		10,16 cm	60 m
Raccords (diamètres)	Valve	5,08 cm	150 unités
	Coude à 90 degrés	5,08 cm	150 unités
		10,16 cm	1 unité
	Raccord T	5,08 cm	150 unités
		10,16 cm	7 unités
	Réducteur	10,16 cm x 5,08 cm	8 unités
Jauge à pression			150 unités
1 Pompe à vide (extraction d'air)	76,5 m ³ /h		3,15 kW
Biofiltre	Réservoir	Hauteur totale	2,5 m
		Hauteur milieu filtrant	1,5 m
		Largeur	1,30 m
		Longueur	1,30 m
	Milieu filtrant		2,55 m ³
Tour d'humidification	Colonne	Hauteur totale	2,36 m
		Hauteur de garnissage	2,04 m
		Diamètre	0,16 m
	Garnissage sur 2 mètres	Pall Rings 2,54 cm	
		Volume 34,9 Litres	
	Tuyaux (diamètres)	3,81 cm	1,88 m
		15,24 cm	2 m
		3,81 cm	4 unités

	Coude à 90 degrés	15,24 cm	4 unités
	1 Pompe à eau	90 L/h	5,1 W

Tableau A 3-4 Matériel nécessaire pour la construction des puits d'extraction d'air

			1 puits	150 puits
Tuyaux (diamètres)	Pleins	5,08 cm	0,55 m	82,5 m
	Crépinés	5,08 cm	1 m	150 m
Bouchon (diamètre)		5,08 cm	1 unité	150 unités
Sable	Hauteur de l'espace annulaire		1,35 m	202,5 m
Joint de bentonite	Hauteur de l'espace annulaire		0,1 m	15 m
Ciment-Bentonite	Hauteur de l'espace annulaire		0,1m	15 m

Tableau A 3-5 Matériel nécessaire pour la construction des points de suivi

		1 point	21 points
Couvercle d'accès		1 unité	21 unités
Gravier	Hauteur pour diamètre 15,24 cm	0,1m	2,1 m
Sable	Hauteur pour diamètre 15,24 cm	0,6 m	12,6 m
Ciment-Bentonite	Hauteur pour diamètre 15,24 cm	0,8 m	16,8 m
Sonde à pH		1 unité	21 unités
Sonde à vapeur		3 unités	63 unités
Thermocouple		3 unités	63 unités

A 3.1.4. Coûts

Suite au dimensionnement du système de bioventilation *in situ*, les coûts de l'application de la technologie ont été évalués selon quatre catégories : l'installation du système, le suivi du procédé, la fermeture du site et tous autres éléments. De plus, ces catégories ont été divisées en coûts fixes (applicables seulement à la première période d'utilisation de la technologie) et en coûts variables (applicables à chaque période d'utilisation). Ces coûts ont été obtenus en multipliant les besoins en matériel identifiés aux Tableau A 3-3 à Tableau A 3-5 par leurs coûts unitaires répertoriés dans ECHOS (2000a) et ECHOS (2000b).

Tableau A 3-6 Coûts fixes et variables pour l'utilisation de la bioventilation *in situ*

Description	Prix total
Installation du système	138 485 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>137 584 \$</i>
Forage (pour puits de ventilation actifs et passifs et les puits de suivi)	36 184 \$
Puits de ventilation (extraction)	33 312 \$
Système de récupération des vapeurs	20 219 \$
Puits de ventilation (aération passive)	- \$
Puits de suivi	25 295 \$
Système d'irrigation	- \$
Abri pour matériel et pompe	747 \$
Employés, ouvriers et per-diem	21 827 \$
<i>Coûts variables</i>	<i>901 \$</i>
Système d'irrigation	- \$
Système de récupération des vapeurs	270 \$
Employés, ouvriers et per-diem	631 \$

Description	Prix total
Suivi du procédé et caractérisation	66 392 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>5 000 \$</i>
Analyse des sols	- \$
Analyse de l'eau souterraine	- \$
Analyse de l'effluent gazeux	5 000 \$
Employés, ouvriers et per-diem	- \$
<i>Coûts variables</i>	<i>61 392 \$</i>
Essais et test	- \$
Analyse des sols	25 465 \$
Analyse de l'eau souterraine	- \$
Analyse de l'effluent gazeux	6 444 \$
Employés, ouvriers et per-diem	29 482 \$
Fermeture du site	25 734 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>21 542 \$</i>
Analyse des sols	12 733 \$
Employés, ouvriers et per-diem (<i>incluant le démantèlement des équipements</i>)	8 809 \$
<i>Coûts variables</i>	<i>4 192 \$</i>
Analyse des sols	- \$
Employés, ouvriers et per-diem (<i>incluant le démantèlement des équipements</i>)	4 192 \$
Autres	1 036 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>- \$</i>
<i>Coûts variables</i>	<i>1 036 \$</i>
Décontamination	- \$

Description	Prix total
Besoins en électricité	1 036 \$
Employés, ouvriers et per-diem	- \$
Coûts totaux du traitement par bioventilation <i>in-situ</i> pour une année	231 647 \$
Coûts fixes totaux pour une année	164 126 \$
Coûts variables totaux pour une année	67 521 \$

Selon l'estimation de 2,9 années (arrondie à 3 ans) pour la durée du traitement par bioventilation, les coûts totaux s'élèvent à 366 689 \$ pour un volume total de sol de 7 895 m³, soit un coût unitaire de 46,45 \$/m³. Ce coût est comparable à ceux retrouvés dans Air Force Center for Environmental Excellence (1996).

A 3.2. *Excavation et mise en biopile*

A 3.2.1. Description de la technologie

Le traitement en biopile consiste à excaver un sol contaminé et à le mettre en pile, pouvant atteindre 4 mètres de hauteur (Jorgensen et al., 2000) (mais plus généralement de 1,5 à 3 mètres), sur un système d'aération. Ce traitement aérobie, tout comme la bioventilation *in situ*, est fondé sur l'utilisation par les microorganismes présents dans le sol des contaminants comme source de carbone et de l'oxygène comme accepteur d'électrons. L'objectif est de maintenir un apport suffisant en oxygène aux microorganismes par l'injection ou l'extraction d'air dans le sol tout en minimisant la volatilisation des contaminants les plus légers (von Fahnstock et al., 1998).

Bien que nécessitant une attention particulière tout au long de la préparation du traitement, la conception d'une biopile est relativement simple. Une vue en coupe d'un tel système comporte à la base une série de couches imperméables (argile, géomembrane et revêtement d'asphalte) afin d'éviter toute contamination du sol sous l'aire de traitement, un système de récupération du lixiviat sous la biopile, un système d'aération (une ou plusieurs séries de tuyaux perforés, généralement en PVC), le sol à traiter (une partie du sol peut être mis en place sous le système d'aération), un système d'irrigation et une membrane semi-perméable empêchant l'infiltration d'eau dans la biopile et limitant une éventuelle volatilisation des contaminants mais permettant le passage de l'air de l'atmosphère vers la biopile afin d'en assurer l'aération (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Les systèmes d'aération et d'irrigation ont pour but de favoriser l'activité microbienne dans le sol et ainsi réduire la charge en contaminant (Quinn and Reinhart, 1997). Le choix du type de membrane recouvrant la biopile permet, selon une combinaison de deux membranes de couleurs différentes (noir, blanc ou translucide), de réduire

l'influence des variations de température extérieure sur la température dans la biopile (Schoefs et al., 1998).

L'apport en oxygène aux microorganismes peut être réalisé soit par une injection ou une extraction d'air dans la biopile. Le mode d'opération par extraction permet un contrôle des gaz de traitement en les canalisant par exemple vers un biofiltre (Lei et al., 1994). Dans un contexte permettant le rejet des gaz directement à l'atmosphère sans traitement préalable (lorsqu'il est démontré par exemple auprès des autorités compétentes que les contaminants traités ne sont pas volatils par exemple), le système par injection d'air dans la biopile est économiquement plus viable et plus simple à opérer (von Fahnstock et al., 1998).

Les paramètres influençant la bioventilation *in situ* influencent également le traitement en biopile (à l'exception des paramètres spécifiques au contexte *in situ* telle que la profondeur de la nappe phréatique). Les plages des valeurs optimales sont également similaires à celles établies précédemment pour la bioventilation *in situ*. La différence comparativement à cette dernière est que le traitement en biopile permet un ajustement des conditions du site avant sa mise en place, augmentant ainsi la performance de la technologie. Ainsi, les grosses particules (des roches par exemple) peuvent être retirées du sol et nettoyées avant d'être disposées. Les teneurs en nutriments et en humidité peuvent être ajustées, de même que le pH et la porosité générale du sol par l'ajout respectivement de chaux et de copeaux de bois (von Fahnstock et al., 1998; Jorgensen et al., 2000). En raison de cette possibilité d'ajustement, il n'est pas nécessaire de faire une évaluation préliminaire du potentiel d'applicabilité du traitement en biopile (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Devant cette possibilité d'ajustement du procédé, l'hypothèse est faite que le traitement par biopile permet d'atteindre avec une certitude absolue, n'importe quel état à partir d'une situation donnée. Par contre, tout comme pour la

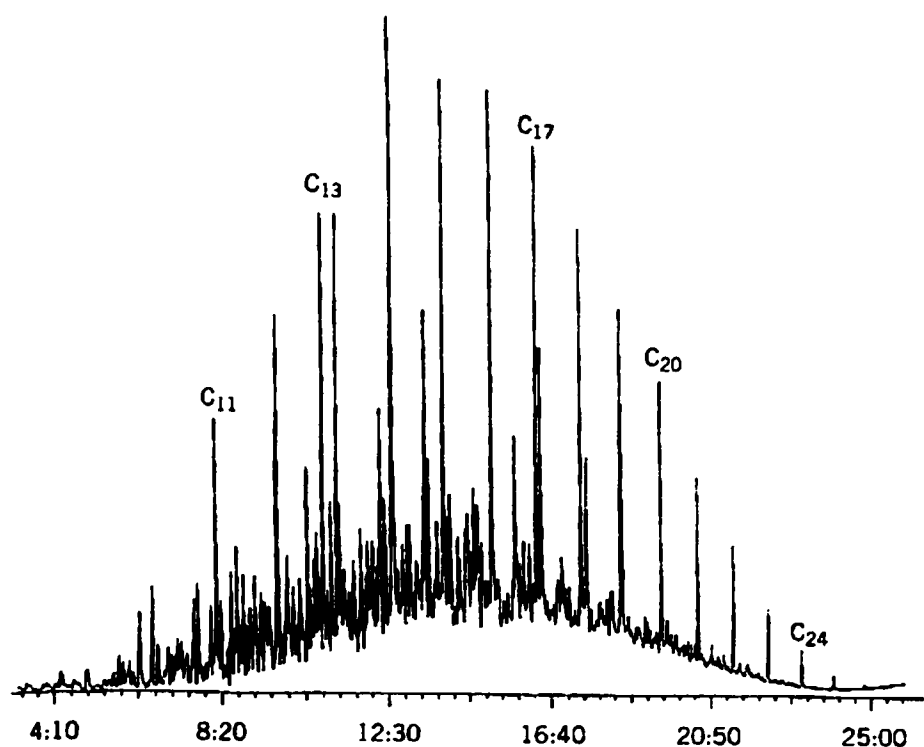
bioventilation *in situ*, il existe une concentration maximale en hydrocarbures pétroliers (50 000 mg/kg) et un taux maximal d'enlèvement pour ces contaminants de 95% (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a).

A 3.2.2. Dimensionnement

Avant d'aborder le dimensionnement à proprement parler du système de traitement en biopile, une composition typique du diesel a été formulée afin de considérer une charge en carbone à dégrader par les microorganismes. Pour ce faire, l'hypothèse est faite que le diesel est composé uniquement de composés à chaîne simple et de longueur variant de C_{11} à C_{24} . À l'aide d'un chromatogramme massique du diesel (Figure A 3-1), les hauteurs de chacune des pointes ont été mesurées et relativisées entre elles pour obtenir la proportion (Tableau A 3-7) de chacune de ces chaînes de C_{11} à C_{24} . À partir de ces proportions, il a été possible d'évaluer la masse molaire du diesel (227,6 g/mol), le ratio massique carbone-diesel (0,85 g carbone/g diesel), le ratio massique diesel-oxygène (0,29 g diesel/g oxygène). De ce ratio massique, le besoin en oxygène pour la dégradation du diesel selon la stœchiométrie de la réaction a été évalué (24,7 moles oxygène/mole diesel).

Tableau A 3-7 Proportions massiques des C_{11} - C_{24} dans la composition du diesel

C_{11}	5,3 %	C_{18}	8,9 %
C_{12}	7,1 %	C_{19}	7,4 %
C_{13}	9,1 %	C_{20}	6,0 %
C_{14}	12,9 %	C_{21}	4,1 %
C_{15}	11,7 %	C_{22}	2,9 %
C_{16}	11,6 %	C_{23}	1,7 %
C_{17}	10,4 %	C_{24}	0,9 %



(Source: Meyers (1998))

Figure A 3-1 Chromatogramme massique des composés formant le diesel

L'objectif du dimensionnement du système de traitement par biopile est la décontamination du site d'une concentration initiale de 6 145 mg/kg en diesel à une concentration inférieure au critère B, soit 700 mg/kg.

La première étape du dimensionnement a été d'évaluer le taux de biodégradation du diesel dans le sol en fonction du taux de respiration *in situ* de ce dernier (k_0). En raison de l'excavation du sol qui aura lieu avant le traitement, le taux de respiration *in situ* considéré pour la bioventilation *in situ* ne peut pas être utilisé. À défaut de pouvoir faire des essais de respiration en laboratoire avec le sol, une valeur de la littérature a été utilisée, 88 %/jour (Reisinger et al., 1996). À l'aide

de l'équation reliant le taux de biodégradation au taux de respiration *in situ* (A3-5), un taux de biodégradation de 62,9 mg diesel/kg-jour a été obtenu. Or, le taux de respiration utilisé considère la biodégradation de l'ensemble de la matière organique dans le sol et non pas uniquement le diesel. Le taux de biodégradation obtenu est donc celui de toute la matière organique dans le sol. Un facteur de 66 % (établi à partir d'observations dans Reisinger et al. (1996)) a été employé pour représenter la fraction de l'oxygène utilisé pour minéraliser le diesel. Ainsi, le taux de biodégradation retenu est de 41,6 mg diesel/kg-jour. Une quantité minimale d'oxygène requise de 191,9 m³ air/m³ sol a été obtenue pour la minéralisation des 5 445 mg diesel/kg afin d'atteindre le critère B, soit 44,6 moles diesel/m³ sol en considérant une densité du sol de 1 875 kg/m³ et la masse molaire du diesel. Cette quantité d'oxygène est basée sur le ratio molaire oxygène-diesel requis, une densité de l'air de 1,2 kg/m³ et la fraction de l'oxygène utilisée pour minéraliser le diesel (Canadian Petroleum Product Institute, 1995).

En considérant la charge en diesel à retirer du sol (5 445 mg diesel/kg) et le taux de biodégradation, la durée du traitement en biopile a été évaluée à 131 jours, soit 4,4 mois. Le volume d'une biopile est obtenu par l'équation A3-6 (von Fahnstock et al., 1998) où H représente la hauteur de la biopile, W la largeur de sa surface supérieure, L la longueur de sa surface supérieure et a la demi-différence entre la largeur à la base et au sommet de la biopile. La tangente de l'angle représentant l'inclinaison de paroi de la biopile donne le ratio entre la hauteur de la biopile et cette demi-différence. Chaque biopile a une dimension à sa base de 50 mètres de longueur, 10 mètres de largeur, 1,5 mètres de hauteur et une pente de 30° pour ses parois, le tout pour un volume total de 531,2 m³. En considérant un facteur de foisonnement de 15 % (v/v) et un amendement de 10 % (v/v), un total de 19 biopiles est donc nécessaire pour traiter l'ensemble du volume de sol contaminé.

$$V=H \cdot \left(L \cdot W + a \cdot W + a \cdot L + 1,33 \cdot a^2 \right) \quad (A3-6)$$

Considérant un espace disponible sur le site pour l'utilisation de 5 biopiles à la fois (pour une capacité de traitement de 2656 m³), un facteur de sécurité de 2, la quantité minimale d'air requise et la durée du traitement, un besoin en air de 324,2 m³/h a été déterminé.

Afin de maximiser la biodégradation du diesel par les microorganismes dans les biopiles, le sol est amendé avant sa mise en place sur les systèmes d'aération. Le volume de sol est augmenté d'une proportion de 10 % par l'ajout de copeaux de bois afin de favoriser l'écoulement de l'air dans le sol (Quinn and Reinhart, 1997). Il est prévu dans les coûts d'exploitation un brassage du sol de chaque biopile une fois durant le traitement afin d'éviter toute compaction ou formation de chemins préférentiels (Lei et al., 1994). Un ajustement des teneurs en nutriments est nécessaire pour maintenir un ratio massique carbone : azote : phosphore variant entre 100 :10 :1 et 100 :1 :0,5 (U.S. Environmental Protection Agency, 1995a). Quinn and Reinhart (1997) utilisent un ratio légèrement plus faible pour le phosphore, soit 30 :1 :0,1. Un ratio de 200 :10 :1 (ou 100 :5 :0,5) est retenu pour le traitement. Selon la concentration initiale et le volume de sol à traiter, les quantités en azote et en phosphore doivent être ajustées pour une masse totale de carbone de 77 257 kg, soit 3 863 kg d'azote et 386 kg de phosphore. Le phosphate diammoniacal (DAP), présentant un ratio massique azote :phosphate :potassium de 22 :24 :0 et l'urée (46 :0 :0) (von Fahnestock et al., 1998) sont utilisés pour obtenir ces quantités. Il est à noter que le phosphate diammoniacal est à la fois une source d'azote et de phosphore. Il faut donc évaluer dans un premier temps la quantité de DAP nécessaire pour fournir le phosphate, et ensuite évaluer la quantité d'azote qui n'a pas été fournie par le DAP et qui doit l'être par l'urée. Afin de fournir suffisamment d'azote et de phosphore au sol, 1 644 kg de phosphate de

diammoniacal (111 kg/kg sol ou $0,21 \text{ kg/m}^3$ sol) et 7 526 kg d'urée (508 mg/kg de sol ou $0,95 \text{ kg/m}^3$ sol) sont nécessaires.

L'ensemble de l'aire de traitement doit être préparé avant la mise en place des biopiles afin de protéger le sol sous l'aire de toute contamination. Pour ce faire, une géomembrane doit être installée sous une couche d'asphalte. Un drain est installé sous chaque biopile dans le sens de la longueur afin de récupérer le lixiviat. Ce dernier est acheminé, par des canalisations souterraines à double paroi, jusqu'à un réservoir servant à l'irrigation des biopiles. En considérant un espace de 8 mètres entre chaque biopile afin de permettre la libre circulation de tracteurs, une aire protégée minimale de 98 m par 68 m est nécessaire. En raison des équipements (pompes, tour d'humidification et biofiltre), des matériaux à entreposer durant le traitement et d'un espace nécessaire pour l'amendement du sol avant sa mise en place, une aire totale de $9\,950 \text{ m}^2$ est protégée sur le site.

Tous les tuyaux utilisés sont en PVC. Les tuyaux perforés dans les biopiles ont un diamètre de 5,08 cm, alors que tous les tuyaux pleins servant à relier les tuyaux perforés entre eux, les biopiles entre elles et à la pompe, à la tour d'humidification et au biofiltre, ont un diamètre de 10,16 cm. Une comparaison entre une installation des tuyaux perforés dans le sens de la longueur et dans le sens de la largeur a révélé que malgré une plus grande perte de charge dans la première (longueur de tuyaux plus importante), l'augmentation des coûts en raison de la puissance de la pompe était plus faible que l'augmentation des coûts dans la seconde configuration en raison de l'augmentation importante de la quantité des équipements nécessaires sur les tuyaux entrant dans les biopiles (valves et coudes par exemple). Avec un espacement de 2,5 m entre les tuyaux dans une biopile et une configuration sur la longueur, 3 tuyaux par biopile sont requis.

Un système d'irrigation des biopiles, utilisant entre autre le lixiviat produit par ces dernières, est considéré. Il n'est pas prévu qu'il fonctionne en continu, uniquement lorsque les tests démontrent une diminution de l'humidité dans le sol. Dans ce cas, des tuyaux perforés installés sur le dessus des biopiles (mais sous la membrane de recouvrement) seront utilisés pour humidifier le sol à un débit maximal de 0,8 L/s.

Le dimensionnement du biofiltre est similaire à celui pour la bioventilation *in situ* en mettant également la priorité sur le temps de séjour (2 minutes) en raison de la faible concentration en contaminant dans l'air extrait des biopiles (il s'agit de biodégrader le contaminant dans le sol et non pas de le volatiliser pour un traitement dans le biofiltre).

Entre la pompe à vide et le biofiltre, tout comme pour la bioventilation *in situ*, une tour d'humidification est installée afin de maintenir une humidité maximale dans l'air et ainsi ne pas assécher le milieu filtrant. La méthodologie présentée ici pour la biopile est la même pour la bioventilation *in situ*. La difficulté dans le dimensionnement d'une tour d'humidification est de choisir une hauteur et un diamètre de colonne adéquats. En effet, pour un même volume de colonne, un diamètre trop grand va diminuer la hauteur de la colonne mais augmenter le débit d'eau nécessaire, à contre-courant, pour humidifier l'air. La perte de charge dans la colonne augmente pour sa part avec la vitesse de l'eau. À l'inverse, pour maintenir une perte de charge raisonnable, un diamètre plus petit augmentera la hauteur de la colonne.

Avant de déterminer la hauteur de la colonne d'humidification, il faut déterminer la vitesse maximale du gaz dans la colonne en fonction de la vitesse de l'eau. L'idée est de concevoir une colonne dans laquelle l'air est la phase continue et l'eau la phase dispersée. Les conditions d'alimentation de la colonne sont établies pour être au point de chargement de la colonne, c'est-à-dire lorsqu'il commence à y avoir une accumulation d'eau sur le garnissage ou lorsque la

vitesse dans le film d'eau entourant le garnissage devient nulle à l'interface gaz-liquide (Billet, 1995). Ces conditions d'opération fixent une vitesse maximale du gaz afin de maintenir une hydrodynamique stable dans la colonne et donc, pour un débit donné, fixent le diamètre de la colonne. Cette vitesse maximale du gaz, $u_{G,s}$, est obtenue par l'équation A3-7. Les valeurs des paramètres du garnissage proviennent toutes de Billet (1995) considérant des éléments de type Pall Ring de 25 mm et dont l'agencement dans la colonne est non ordonné.

$$u_{G,s} = \sqrt{\frac{g}{\xi_s}} \left[\frac{\varepsilon}{a^{1/6}} \sqrt{a} \left(\frac{12 \cdot \eta_L \cdot u_L}{g \rho_L} \right)^{1/6} \right] \left(\frac{12 \cdot \eta_L \cdot u_L}{g \rho_L} \right)^{1/6} \sqrt{\frac{\rho_L}{\rho_G}} \quad (\text{A3-7})$$

$$\xi_s = \frac{g}{C_s^2 \left[\frac{\dot{E}}{\dot{G}} \sqrt{\frac{\rho_G}{\rho_L}} \left(\frac{\eta_L}{\eta_G} \right)^{0,4} \right]^{2 n_s}}$$

avec $n_s = -0,326$ si $\frac{\dot{E}}{\dot{G}} \sqrt{\frac{\rho_G}{\rho_L}} \leq 0,4$ (A3-8)

$n_s = -0,723$ si $\frac{\dot{E}}{\dot{G}} \sqrt{\frac{\rho_G}{\rho_L}} > 0,4$

ξ_s facteur de résistance à l'écoulement selon la forme du garnissage (sa valeur est obtenue par l'équation (A3-8))

ε fraction de vide du garnissage ($0,887 \text{ m}^3/\text{m}^3$)

a ratio de la surface du garnissage sur le volume de la colonne ($225 \text{ m}^2/\text{m}^3$)

η_L viscosité du liquide (eau : $0,001 \text{ kg/m-s}$)

η_G viscosité du gaz (air : $1,813 \times 10^{-5}$ kg/m-s)

u_L vitesse du liquide (m/s)

ρ_L densité du liquide (eau : 1000 kg/m³)

ρ_G densité du gaz (air : $1,2$ kg/m³)

g accélération gravitationnelle ($9,81$ m/s²)

C_s facteur de forme du garnissage ($2,696$)

\dot{E} débit massique de liquide par unité de surface (kg/m²-s)

\dot{G} débit massique de gaz par unité de surface (kg/m²-s)

n_s paramètre représentant l'écoulement

En fixant une valeur à la vitesse du liquide et un diamètre à la colonne, il est possible d'évaluer la vitesse maximale du gaz. Le diamètre de la colonne peut être réévalué par la superficie de la colonne obtenue par le ratio entre le débit de gaz (connu et provenant du dimensionnement de la biopile) et la vitesse maximale du gaz dans la colonne. Si ce nouveau diamètre est très différent du diamètre fixé au départ, une itération est faite à partir de cette nouvelle valeur. Il est impératif que la valeur du paramètre n_s soit de $-0,326$, associée au gaz comme étant la phase continue. Si une inversion continue avait lieu ($n_s = -0,723$), il faudrait diminuer la valeur de la vitesse du liquide fixée au départ.

La perte de charge dans une colonne à garnissage pour ces conditions d'opération est obtenue par l'équation A3-9, où H représente la hauteur remplie de la colonne, d_s le diamètre de celle-ci et h_{Ls} la fraction de la colonne occupée par le liquide et obtenue par l'équation A3-10.

$$\frac{\Delta p}{H} = \xi_s \left(\frac{a}{2} + \frac{2}{d_s} \right) \frac{1}{(\epsilon - h_{Ls})^3} u_{G,s}^2 \rho_v \quad (A3-9)$$

$$h_{L,s} = \left(\frac{12}{g} \cdot \frac{a^2 u_L \eta_L}{\rho_L} \right) \quad (A3-10)$$

Pour le débit d'air à humidifier de 0,09 m³/s (324,2 m³/h) établi précédemment, une vitesse de liquide de 0,01 m/s a été utilisée pour obtenir une colonne de diamètre équivalent à 0,32 m. La perte de charge par unité de longueur dans cette colonne est de 550,8 Pa/m. Le débit d'eau à mettre en circulation dans cette colonne est de 0,80 L/s.

Maintenant que les débits d'air et d'eau ainsi que le diamètre de la colonne sont connus, il reste à évaluer la hauteur de colonne nécessaire pour que l'humidité voulue en sortie soit obtenue. Le système d'humidification est considéré adiabatique (à enthalpie constante). Ceci permet d'utiliser une charte psychométrique pour évaluer la température interne de la colonne et celle de l'air en sortie. En supposant que la température de sortie de la pompe d'extraction d'air des biopiles est de 25°C, que l'humidité relative en entrée est de 30 % et que l'humidité relative souhaitée en sortie est de 90 %, les trois humidités absolues suivantes sont obtenues : $Y'_{\text{Entrée}} = 0,0059$ kg d'eau/kg air sec, $Y'_{\text{Sortie}} = 0,0099$ kg/kg et $Y'_{\text{Saturation}} = 0,0103$ kg/kg. La température de l'air en sortie de la colonne est de 15,5°C (la charte psychométrique utilisée provient de Sonntag and Van Wylen (1971)). Pour un système avec recirculation du liquide, le transfert de masse est évalué à partir de la relation A3-11 (Treybal, 1980) où k_y est le coefficient de transfert de masse dans la phase gazeuse (mol/m²-s) et Z la hauteur dans la colonne.

$$\dot{G}dY' = k_y a (Y'_{\text{Saturation}} - Y') dZ \quad (A3-11)$$

En prenant l'hypothèse que $Y'_{\text{Saturation}}$ demeure constante entre l'entrée et la sortie, ce qui est raisonnable puisqu'il s'agit d'un système en recirculation, la hauteur de la colonne requise pour atteindre une humidité absolue en sortie de Y'_{Sortie} est obtenue par l'équation A3-12.

$$Z = \frac{\dot{G}}{k_y a} \cdot \ln \left(\frac{Y'_{\text{Saturation}} - Y'_{\text{Entrée}}}{Y'_{\text{Saturation}} - Y'_{\text{Sortie}}} \right) \quad (\text{A3-12})$$

Seul le coefficient de transfert de masse dans la phase gazeuse est inconnu, \dot{G} ayant été évalué lors du dimensionnement des débits dans la colonne. Ce coefficient est évalué par la relation A3-13 (Perry et al., 1984) sachant que k_g est le coefficient de transfert de masse dans la phase gazeuse exprimé en $\text{mol/m}^2\text{-s-Pa}$, soit simplement le ratio entre le coefficient k_y et la pression ambiante puisqu'il n'y a qu'un seul composé gazeux dans le système. D_g représente pour sa part le coefficient de diffusion dans la phase gazeuse ($2,01 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$), R la constante universelle des gaz, T la température du système (K), C_1 une constante dont la valeur varie selon le garnissage (5,23 pour des Pall Rings) et D_p le diamètre équivalent d'une particule de garnissage.

$$k_g = \frac{a \cdot D_g \cdot C_1}{RT} \left(\frac{\dot{G}}{a \cdot \eta_G} \right)^{0,7} \left(\frac{\eta_G}{\rho_G D_g} \right)^{\frac{1}{3}} (a \cdot D_p)^{-2} \quad (\text{A3-13})$$

avec $D_p = 6 \left(\frac{1-\epsilon}{a} \right)$

Pour un débit massique de gaz par unité de surface de $1,34 \text{ kg/m}^2\text{-s}$, un coefficient de transfert de masse dans la phase gazeuse de $2,35 \times 10^{-6} \text{ mol/m}^2\text{-s-Pa}$ ou $6,88 \times 10^{-1} \text{ kg/m}^2\text{-s}$ est obtenu. De ce coefficient, et pour les conditions d'humidité absolue décrites précédemment, une hauteur de garnissage dans la colonne de 2,1 m est nécessaire.

Un résumé du matériel nécessaire à la construction des biopiles est donné au Tableau A 3-8.

Tableau A 3-8 Matériel nécessaire pour la construction des biopiles

Tuyaux (diamètres)	Plein	10,16 cm	107 m
	Perforé	5,08 cm	2776 m
Raccords (diamètres)	Valve	5,08 cm	15 unités
	Coude 90 degrés	10,16 cm	12 unités
	Raccord T	10,16 cm	14 unités
	Réducteur	10,16 cm x 5,08 cm	16 unités
Jauge à pression	15 unités		
Pompe à vide	324,2 m ³ /h		0,746 kW
Pompe à eau (irrigation)	15 m ³ /h		82 W
Biofiltre	Réservoir	Hauteur totale	2,5 m
		Hauteur milieu filtrant	1,5 m
		Largeur	2,74 m
		Longueur	2,74 m
	Milieu filtrant		10,8 m ³
Tour d'humidification	Colonne	Hauteur totale	2,6 m
		Hauteur garnissage	2,1 m
		Diamètre	0,32 m
	Garnissage	Pall Rings 2,54 cm	
		Volume	167 L
	Tuyaux (diamètres)	3,81 cm	2,75 m
		15,24 cm	2,00 m
	Coudes à 90 degrés (diamètres)	3,81 cm	4 unités
		15,24 cm	4 unités
	Pompe à eau	3,0 m ³ /h	0,4 W

Collecte des eaux usées	Réservoir souterrain	Hauteur	1 m
		Diamètre	1,6 m
		Volume	2 m ³
	Tuyaux fendus	5,08 cm	200 m
	Tuyaux pleins à Double parois (diamètres)	5,08 cm; 10,16 cm	75 m
Nutriments	Urée		7526 kg
			0,95 kg/m ³ sol
	Phosphate de diammoniacal		1644 kg
			0,21 kg/m ³ sol
Copeaux de bois	790 m ³		

A 3.2.3. Coûts

Tout comme pour le traitement par bioventilation *in situ*, un dénombrement du matériel requis pour l'installation, le suivi et à la fermeture du site a été réalisé pour évaluer les coûts de traitement à l'aide des coûts unitaires disponible dans ECHOS (2000a) et ECHOS (2000b). Les coûts associés à la tour d'humidification (matériel et temps d'installation) proviennent de Perry et al. (1984). Il est à noter que pour chaque élément répertorié dans ces documents, le coût unitaire est divisé en coûts associés au matériel à installer (un tuyau par exemple) ou à l'action à réaliser (une analyse), en coûts relatifs aux équipements (machinerie) nécessaires pour installer ou réaliser l'élément et en coûts associés à la main-d'œuvre. Lorsque ce dernier n'était pas présent ou qu'un élément nécessitait uniquement de la main-d'œuvre, son coût était ajouté aux coûts totaux, d'où les lignes « Employés, ouvriers et per-diem » dans les tableaux des coûts. Le

Tableau A 3-9 rapporte les coûts fixes et les coûts variables pour l'utilisation du traitement en biopile.

Tableau A 3-9 Coûts fixes et variables pour l'utilisation du traitement en biopile

Description	Total
Installation du système	743 137 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>678 587 \$</i>
Préparation du site	557 322 \$
Sonde à vapeurs	1 307 \$
Système d'aération	23 321 \$
Récupération des eaux usées et irrigation	15 181 \$
Employés, ouvriers et per-diem	81 457 \$
<i>Coûts variables</i>	<i>64 549 \$</i>
Excavation du sol	12 789 \$
Placement du sol	20 398 \$
Système d'aération	16 501 \$
Employés, ouvriers et per-diem	14 861 \$
Suivi du traitement	75 660 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>5 000 \$</i>
Essai de respirométrie	5 000 \$
Analyse des sols	0 \$
Employés, ouvriers et per-diem	0 \$
<i>Coûts variables</i>	<i>70 660 \$</i>
Brassage du sol	15 987 \$
Essai de respirométrie	5 638 \$

Description	Total
Analyse des sols	31 370 \$
Employés, ouvriers et per-diem	17 666 \$
Fermeture du site	70 902 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>16 842 \$</i>
Remblayage du site	0 \$
Essai de respirométrie	0 \$
Analyse des sols	13 506 \$
Employés, ouvriers et per-diem	3 336 \$
<i>Coûts variables</i>	<i>54 060 \$</i>
Remblayage du site	15 987 \$
Essai de respirométrie	410 \$
Analyse des sols	27 111 \$
Employés, ouvriers et per-diem	10 552 \$
Autres	246 \$
<i>Coûts fixes</i>	<i>0 \$</i>
<i>Coûts variables</i>	<i>246 \$</i>
Décontamination	0 \$
Besoins en électricité	246 \$
Employés, ouvriers et per-diem	0 \$
Coûts totaux du traitement en excavation et biopile, une année	889 944 \$
Coûts fixes	700 430 \$
Coûts variables	189 514 \$

Selon l'estimation de 2 années pour la durée du traitement en biopile, les coûts totaux s'élèvent à 1 079 458 \$ pour une masse de 14 803 tonnes de sol, soit un coût unitaire de 72,92 \$/T. Ce coût est supérieur aux coûts trouvés dans la littérature (Lei et al., 1994; von Fahnstock et al., 1998), notamment en raison de la non considération dans la littérature des coûts d'excavation ou des coûts de traitement des gaz.

Annexe 4. Évaluation des probabilités d'occurrence des situations

Cette annexe présente la méthodologie utilisée pour établir les probabilités d'occurrence des situations ainsi que les nouvelles concentrations à la fin d'une période d'utilisation d'une technologie donnée.

Le recours à une simple moyenne des concentrations connues sur le site n'est pas suffisant pour évaluer la concentration représentative du site. En effet, en raison d'une continuité spatiale plus ou moins grande entre les valeurs d'un même paramètre, deux points de valeurs similaires à une distance relativement faible l'un de l'autre ne devraient pas avoir un double effet sur la moyenne puisque leurs valeurs sont liées. Par contre, deux points de valeurs similaires mais très éloignés l'un de l'autre doivent influencer significativement la moyenne (Isaaks and Srivastava, 1989). Le recours à la géostatistique permet d'évaluer l'influence de points de valeur connue sur des points de valeur inconnue.

La base de l'analyse des données existantes repose sur la covariance entre deux points, à savoir si un lien peut être fait entre les deux valeurs ou non. La covariance va diminuer avec l'augmentation de la distance séparant deux points. Soit deux valeurs (par exemple une concentration), X et Y ; si ces deux valeurs sont parfaitement dépendantes l'une de l'autre, une augmentation de l'une entraînerait une augmentation similaire de l'autre. Sur un graphe de Y en fonction de X , cette tendance est représentée par une droite $X=Y$. À mesure que les deux valeurs deviennent indépendantes, le point qui les représente sur le graphe s'éloigne de la droite $X=Y$. Le moment d'inertie (équation A4-1 (Bilonick, 1983)) est une mesure de cet écart

perpendiculaire entre la droite $X=Y$ et le point. Cette équation peut s'interpréter comme la demi-moyenne au temps t pour N paires de points séparées par une distance h de la différence au carré des concentrations Z des deux éléments formant une paire.

$$\gamma_Z(h,t) = \frac{1}{2N(h,t)} \sum_{i=1}^{N(h,t)} [Z(x_i+h,t) - Z(x_i,t)]^2 \quad (\text{A4-1})$$

Si l'exercice est fait pour différentes distances, une évolution de ce moment d'inertie peut être établie. Cette évolution est connue sous le nom d'un variogramme. À l'inverse de la covariance, plus la distance entre deux points augmente, plus le moment d'inertie augmente jusqu'à atteindre un plateau. Différentes fonctions peuvent être utilisées pour modéliser un variogramme. Trois paramètres le définissent, soit l'effet de pépité, C_0 , représentant une variation normale entre deux valeurs séparées par une distance tendant vers zéro, le plateau, C_0+C_1 , représentant le moment d'inertie maximal, et la plage, a , représentant la distance à laquelle le plateau est atteint. Le modèle de variogramme le plus simple et le plus couramment utilisé est le modèle sphérique (équation A4-2, (Bilonick, 1983)).

$$\gamma_Z(h) = \begin{cases} 0, & h=0 \\ C_0 + C_1 \left[\frac{3h}{2a} - \frac{h^3}{2a^3} \right], & 0 < h < a \\ C_0 + C_1, & h \geq a \end{cases} \quad (\text{A4-2})$$

La particularité du modèle sphérique est son augmentation linéaire pour de faibles distances. La tangente de cette linéarité croise le plateau à une distance équivalente aux deux tiers de la plage (Isaaks and Srivastava, 1989). Lorsqu'un tel modèle est obtenu, il est possible d'estimer une concentration en un point donné (point pour lequel aucune valeur réelle n'est connue) en considérant sa distance par rapport à chaque point de concentration connue. Si, par hypothèse,

tous les points connus ont la même importance pour un point inconnu, la concentration en ce point sera simplement la moyenne des concentrations obtenues par le calcul inverse du moment d'inertie de chaque paire formée du point à évaluer et d'un des points connus. Par contre cette hypothèse n'est pas juste ; une concentration établie à partir d'une grande distance ne doit pas avoir le même poids qu'une concentration déterminée à partir d'une faible distance. Il faut donc déterminer un vecteur de poids de dimension équivalente au nombre de points connus. Puisqu'en changeant d'un point à un autre, l'ensemble des distances est appelé à changer, ce vecteur est spécifique à un point et doit donc être évalué pour chaque point dont la concentration est estimée (Isaaks and Srivastava, 1989).

La procédure suivante, basée sur Isaaks and Srivastava (1989), est utilisée pour évaluer le vecteur de poids et la concentration à un point donné à partir d'un ensemble de n points connus et pour lequel le variogramme a été établi.

1. Construire une matrice de dimensions $n+1$ par $n+1$ des distances entre tous les points connus et le point inconnu.
2. À l'aide du variogramme, transformer cette matrice en une matrice des moments d'inertie.
3. Transformer cette matrice des moments d'inertie en matrice des covariances sachant que la covariance pour une paire d'éléments est équivalente à la valeur du plateau du variogramme moins le moment d'inertie associé à cette paire.
4. Extraire de cette matrice la matrice C (de dimensions correspondant à la matrice n par n des covariances des points connus et ajouter une dernière ligne et une dernière colonne de valeur 1 à l'exception de l'élément en position $(n+1 ; n+1)$ pour lequel la valeur est zéro. Suite à cet ajout, la matrice C est de dimensions $n+1$ par $n+1$.

5. Extraire de la matrice de toutes les covariances (incluant le point inconnu) la matrice D correspondant à la première colonne, soit les covariances de chaque point connu par rapport au point inconnu et ajouter une dernière ligne de valeur 1 à cette matrice. La matrice D est de dimensions finales $n+1$ par 1.
6. Calculer l'inverse de la matrice C .
7. Obtenir la matrice W de poids par le produit matriciel de C^{-1} par D . Les n premiers éléments de la matrice W (de dimensions $n+1$ par 1) sont les poids associés à chaque point connu. Le dernier élément est un paramètre appelé le Lagrangien dont il n'est pas fait usage dans cette méthode.
8. Calculer la concentration du point inconnu par la somme pour chaque point connu du produit de sa valeur par son poids l'associant au point inconnu.

Une telle évaluation pour des points inconnus couvrant l'ensemble du site permettrait d'obtenir une représentation de la concentration du site. L'usage d'un variogramme sur l'ensemble du site introduit un biais en raison du non-respect de l'hypothèse de stabilité de deuxième ordre (Dagdelen and Turner, 1995). Selon cette hypothèse, tous les points sur le site doivent avoir la même valeur moyenne et un variogramme similaire pour une distance donnée. Il est évident que cette hypothèse ne peut pas être respectée lorsque la variable observée est la concentration et que la zone à l'étude est l'ensemble du site sur lequel il est normal de retrouver des zones de faibles et fortes contaminations. Selon Dagdelen and Turner (1995), ce biais peut être évité si l'évaluation est restreinte à une zone plus petite, ayant son propre variogramme et pour laquelle la variable observée est plus homogène. Il est possible également de diminuer ce biais par l'utilisation non pas des valeurs en elles-mêmes, mais d'indicateurs associés à ces valeurs.

Le krigeage d'indicateurs, soit l'utilisation d'un variogramme d'indicateurs pour établir la valeur d'un point inconnu, consiste à transformer toutes les valeurs connues en une valeur binaire (0,1) selon la règle A4-3 (Journel, 1983) où Z est une valeur limite utilisée pour différencier les points en deux groupes, par exemple une concentration maximale permise.

$$I(x, Z) = \begin{cases} 1, & Z(x) \leq Z \\ 0, & Z(x) > Z \end{cases} \quad (A4-3)$$

À partir de cet ensemble d'indicateur, un variogramme est modélisé et utilisé dans la méthodologie présentée précédemment. Il est important de noter que la forme du variogramme, et donc les poids évalués, est fonction de la valeur de Z utilisée. Le choix de cette valeur est fonction de l'utilisation qu'il sera fait des données estimées.

Le site utilisé dans cette thèse présente une très grande hétérogénéité dans les valeurs des concentrations connues (voir la Figure A 2-1). Suivant les recommandations de Dagdelen and Turner (1995), une zone de contamination relativement similaire a été identifiée sur le site comme étant la zone à restaurer. Pour ce faire, le krigeage d'indicateurs a été retenu en utilisant une valeur limite de 3 500 mg/kg, soit le critère C. Ce critère a été retenu pour limite en raison de l'utilisation des concentrations générées. L'idée était d'identifier une zone dont la concentration serait supérieure au critère C. Les soixante concentrations connues (sur l'ensemble du site et non les 34 comprises dans la zone considérée dans les simulations de la restauration) ont été transformées en indicateurs et un variogramme a été modélisé pour ces nouvelles valeurs. La méthodologie présentée précédemment a été légèrement modifiée en utilisant non pas les concentrations connues dans le calcul de la somme pondérée mais plutôt en utilisant les indicateurs connus. En appliquant cette méthodologie transformée sur un maillage de 20 m par 20 m couvrant l'ensemble du site, une série de points a été obtenue dont les valeurs

variaient entre 0 et 1 et représentant pour chacun d'eux un estimé que la probabilité de la concentration en ce point soit inférieure à 3 500 mg/kg. Une carte d'isocontours (Figure A 4-1) a été réalisée à l'aide de ces probabilités estimées. La zone considérée dans cette thèse a été identifiée à l'aide de cette carte comme étant celle pour laquelle il existe une probabilité inférieure à 75 % que la concentration soit inférieure à 3 500 mg/kg. Cette définition de la zone est très conservatrice, Leonte and Schofield (1995) identifient des zones pour lesquelles la probabilité d'au moins 70 % que la concentration dépasse un seuil donné. Selon ces derniers, le krigeage d'indicateurs, comparativement à d'autres méthodes, identifie une zone plus large lorsque le risque de contamination est élevé et une zone plus petite lorsqu'il est faible.

Le reste de cette annexe porte maintenant sur l'établissement d'une probabilité d'occurrence de différentes situations de contaminations sur la zone retenue. La méthodologie a été développée dans l'objectif de fournir au modèle METEORS une distribution de probabilités de l'occurrence de différents niveaux de contamination appelés des situations. Il faut donc que la méthodologie soit en mesure, à partir des données connues, d'évaluer la probabilité qu'une zone définie soit contaminée à l'intérieur d'une plage donnée. Mckenna (1998) réalise une centaine de simulations toutes à partir du même ensemble de données initiales et du même variogramme et évalue par la suite le ratio du nombre de simulations dont la concentration dépasse une limite donnée sur le nombre total de simulations afin de déterminer une probabilité de contamination supérieure à la limite fixée. Cette idée est reprise pour la méthodologie développée dans le cadre de cette thèse. Un certain nombre de simulations sont réalisées à partir des données initiales. Puisque la zone identifiée est de concentrations relativement similaires, la moyenne des concentrations obtenues sur l'ensemble de la zone est réalisée pour chaque simulation. La probabilité que la concentration sur l'ensemble de la zone soit supérieure à une limite donnée est

obtenue par le ratio du nombre de moyennes supérieures à cette valeur sur le nombre total de simulations.

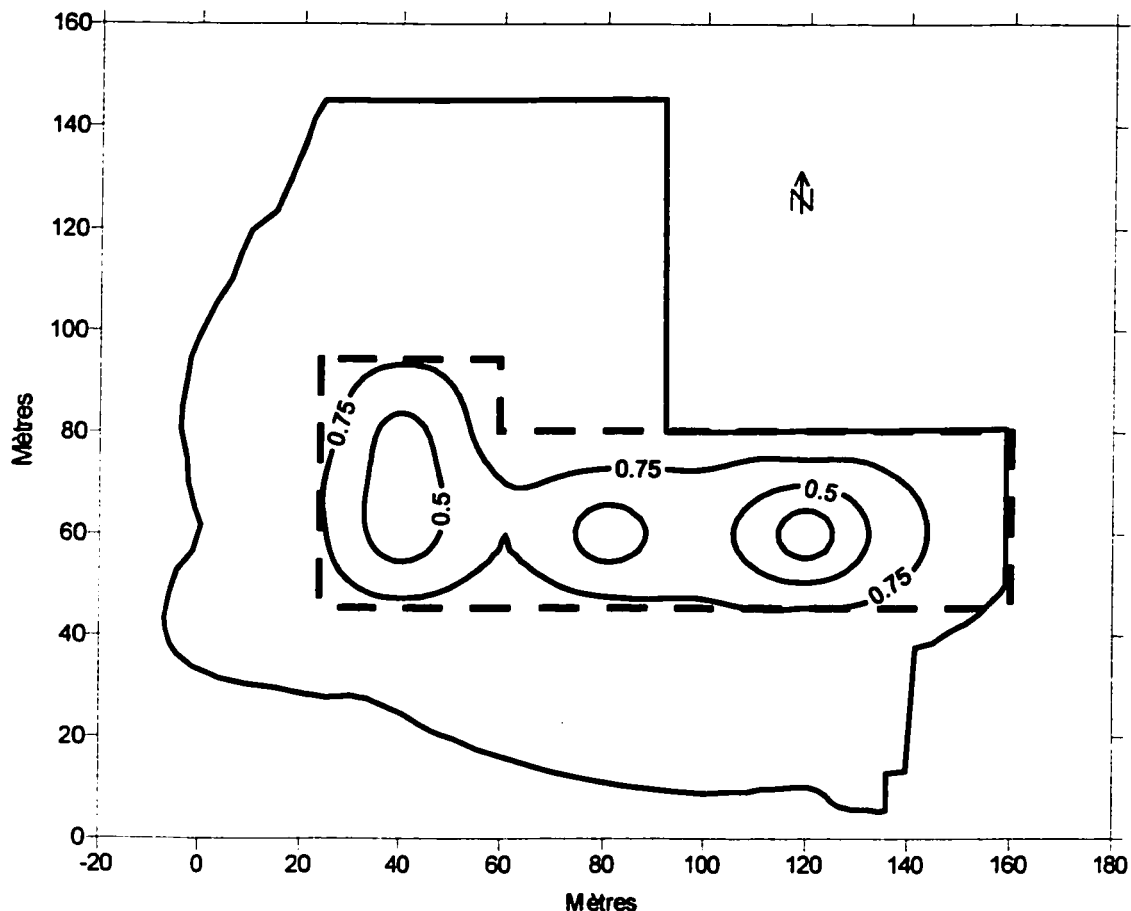


Figure A 4-1 Carte d'isocontours des indicateurs ($Z=3\,500$ mg diesel/kg sol) des concentrations estimées

Bien que les concentrations connues sur le site aient été uniformisées par l'identification d'une zone en particulier, il demeure qu'elles présentent une certaine hétérogénéité notamment par la présence de faibles et de fortes concentrations. L'établissement d'un variogramme dans de telles conditions pour représenter la continuité spatiale des valeurs peut être difficile. Afin de simplifier cette analyse, il est possible de transformer les données initiales sous une forme

permettant de recentrer les valeurs, les transformations normales et log-normales en sont des exemples (Isaaks and Srivastava, 1989). Pour les données utilisées dans cette thèse, une transformation en une distribution normale des concentrations en ordre croissant a été utilisée (*Normal Score Transformation*) (Deutsch and Journel, 1992). Il s'agit dans un premier temps de tirer les données en ordre croissant, puis de diviser le rang associé à chaque donnée triée par le nombre total de donnée plus un afin de ne pas borner la dernière valeur. Une série de probabilités supérieures à zéro mais inférieure à un est obtenue. Une transformation inverse d'une loi normale donne pour chacune de ces probabilités la nouvelle valeur transformée utilisée pour établir le variogramme.

La méthodologie retenue pour obtenir les probabilités d'occurrence des différentes situations est la suivante :

1. Transformer les données initiales brutes, si besoin il y a, afin d'améliorer la représentativité de la continuité spatiale.
2. Établir le variogramme des données initiales (brutes ou transformées).
3. Définir un maillage sur la zone à l'étude ainsi qu'un nombre de simulations à réaliser.
4. Pour chaque simulation et chaque point du maillage, estimer une valeur à partir des valeurs connues (brutes ou transformées) et du poids qu'elles ont sur le point étudié.
Cette section réfère à la première méthodologie présentée précédemment.
5. Si les valeurs brutes ont nécessité une transformation, retransformer les valeurs estimées obtenues par la relation inverse afin de récupérer des valeurs estimées ayant une signification.
6. Pour chaque simulation, effectuer la moyenne des valeurs estimées en chaque point.

7. Pour chaque plage de concentration considérée, effectuer le ratio du nombre de simulations ayant une moyenne incluse dans la plage sur le nombre total de simulations.

Il est également possible d'obtenir de ces simulations une concentration moyenne représentant l'ensemble de la zone à l'étude en effectuant la moyenne des moyennes des simulations.

À partir des 34 données de la zone à l'étude, cette méthodologie a été appliquée sur un maillage de 10 m par 10 m, pour un total de 750 simulations et pour trois différentes situations, soit les plages de concentrations inférieures à 700 mg/kg, entre 700 et 3 500 mg/kg et supérieure à 3 500 mg/kg. Pour la première période d'application du modèle, soit avec les données initiales, une concentration moyenne sur l'ensemble de la zone de 6 145 mg/kg a été obtenue de même que la distribution de probabilités (0% ; 1,2%, 98,8%) respectivement pour les trois situations énumérées précédemment. Le variogramme ayant permis d'obtenir cet état de contamination est présenté à la Figure A 4-2.

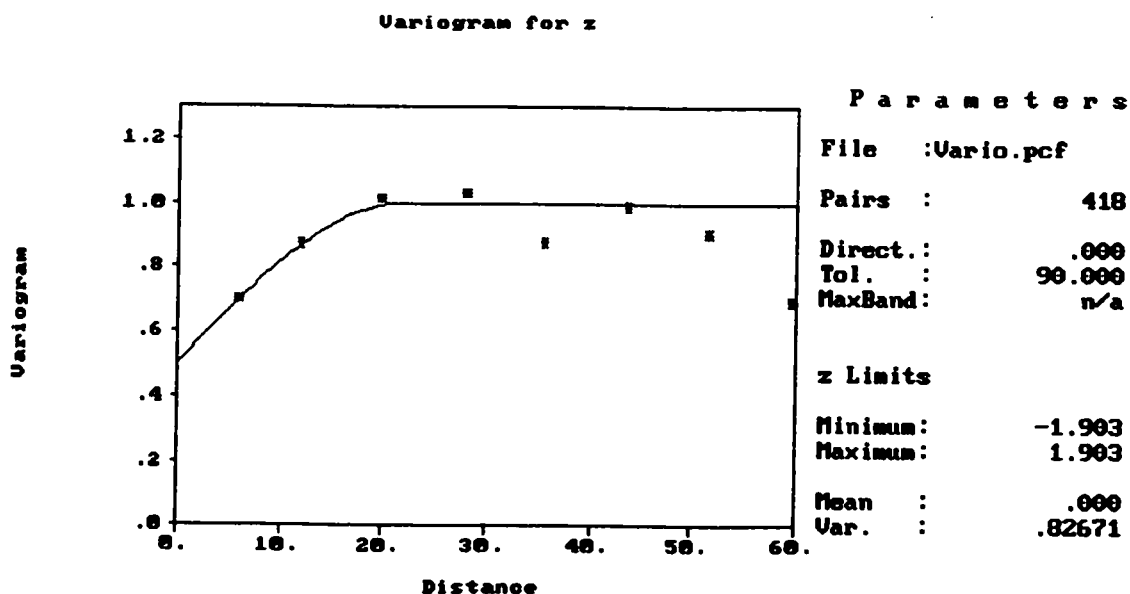


Figure A 4-2 Variogramme multidirectionnel pour les concentrations initiales transformées

Tous les variogrammes utilisés dans cette thèse, avec la première méthodologie comme avec la seconde, sont omnidirectionnels (la direction pour associer deux points n'est pas fixée), basés sur un modèle sphérique et réalisés à l'aide du logiciel GEO-EAS, version 1.2.1 (Englund and Sparks, 1991).

En raison de l'évolution du traitement, les concentrations sur le site sont appelées à diminuer d'une période à une autre et ce, de façon plus ou moins importante selon la technologie de restauration considérée. Selon la charge en contaminant à enlever pour atteindre un nouvel état en fin de période, les concentrations des 34 points connus sont réduites afin de représenter l'évolution du traitement. C'est pour cette raison que l'établissement de l'état du site doit être repris à chaque période de simulation et pour chacune des évolutions possibles de la restauration.

Annexe 5. Acquisition d'information supplémentaire

Dans le développement et l'application du modèle METEORS, il a été question d'acquisition d'information précédant le choix de la technologie à privilégier. Cette acquisition d'information doit révéler avec exactitude la situation réelle du site au décideur. Cette annexe se divise en deux parties. Dans la première, la méthodologie utilisée pour évaluer ce nombre minimum d'échantillons requis pour connaître le véritable niveau de contamination sur le site est présentée. La seconde partie présente un exemple du calcul des probabilités révisées à la suite d'un test ou d'une acquisition d'information imparfaite. Cette partie est en relation avec la section 9.1 du CHAPITRE 9.

A 5.1. Nombre minimum d'échantillons requis pour une acquisition d'information parfaite

La méthodologie utilisée pour évaluer le nombre minimum d'échantillons requis pour une acquisition d'information parfaite est basée sur des approches déjà publiées dans le domaine de la restauration des sites ainsi que sur les paramètres disponibles dans la simulation. L'objectif est d'établir le nombre minimum d'échantillons nécessaire afin de s'assurer que la moyenne des concentrations sur le site est supérieure à une concentration donnée. L'approche développée est une modification de celle proposée par le U.S. Environmental Protection Agency (1995c) pour établir la quantité d'échantillons nécessaire afin d'observer une différence statistique entre une concentration initiale et une concentration finale. Plus les deux concentrations sont similaires, plus le nombre d'échantillons pour les démarquer sera important. En remplaçant une des deux concentrations par une valeur préétablie, une concentration limite, il est possible d'évaluer le nombre d'échantillons nécessaire afin d'assurer une différence significative entre la concentration du site et cette limite. L'intérêt de cette approche est l'utilisation combinée des deux types d'erreurs statistiques, soit l'erreur de type I (faux négatif) et l'erreur de type II (faux positif). Ces types d'erreurs considèrent respectivement la probabilité de rejeter une situation désirable et celle d'accepter une situation indésirable. En fixant les deux probabilités maximales que peut accepter un décideur et en connaissant les concentrations initiale et finale (ou limite) et la variance de la concentration initiale, le nombre minimum d'échantillons nécessaire, n , est obtenu par l'équation A5-1 (adaptée de U.S. Environmental Protection Agency (1995c)), pour laquelle Z_α et Z_β sont les valeurs d'une variable suivant une loi normale associée à une probabilité d'erreur respectivement de type I et de type II, σ est l'écart-type de la concentration

moyenne, C_{moyenne} et C_{limite} sont respectivement la concentration moyenne connue et la concentration limite fixée.

$$n = \frac{(Z_{\alpha} + Z_{\beta})^2 \sigma^2}{(C_{\text{moyenne}} - C_{\text{limite}})^2} \quad (\text{A5-1})$$

Cette équation est basée sur un test d'hypothèse sur la moyenne avec connaissance de la variance. L'hypothèse nulle (H_0) est que la concentration du site est inférieure ou égale à la limite fixée. L'hypothèse alternative (H_1) est donc que la concentration du site est supérieure à la limite fixée. Avec le nombre d'échantillons évalués, il y a un risque équivalent à β de faire une erreur de type II, soit d'accepter que l'hypothèse nulle soit vraie alors qu'elle est fausse. Ainsi, avec une acquisition d'information supplémentaire basée sur le nombre d'échantillons obtenu précédemment, le décideur a l'assurance que la concentration est supérieure ou égale à la limite fixée avec une probabilité équivalente au complément de la probabilité de type II. Il est à noter que plus la concentration moyenne est éloignée de (grande par rapport à) la concentration limite, plus le dénominateur de l'équation A5-1 est grand et le nombre d'échantillons requis est faible. Une augmentation d'un facteur deux dans l'écart entre ces deux concentrations réduit le nombre d'échantillons requis par un facteur quatre.

Bien qu'il soit considéré dans la version actuelle de METEORS que l'acquisition d'information supplémentaire révèle avec certitude la situation réelle du site, les probabilités d'erreur de type I et II (α et β) ont été toutes deux fixées à 10 %. Fixer ces probabilités à zéro pour représenter cette certitude générerait des quantités d'échantillons beaucoup trop importantes, voire infinies. Si toutefois l'une des deux probabilités devait être ajustée, la priorité devrait être mise sur la probabilité de type II. Dans le contexte de la restauration des sites, identifier qu'un site est

contaminé alors qu'en réalité il ne l'est plus n'entraîne que des conséquences économiques (sans pour autant les minimiser), alors qu'identifier un site comme non contaminé alors qu'il l'est encore peut entraîner des risques pour l'environnement et pour la santé humaine. Ainsi, afin de se rapprocher de l'hypothèse de certitude, la probabilité de type II devrait être réduite la première.

De toutes les variables de l'équation A5-1, seul l'écart-type de la concentration n'est pas connu. Un écart-type du même ordre de grandeur que la concentration moyenne peut être considéré comme habituel dans le cas des sols contaminés (U.S. Environmental Protection Agency, 1995c). Puisque la concentration moyenne et la distribution de probabilités des différentes situations sont connues, le principe d'intervalle de confiance borné à gauche (équation A5-2 adaptée du Michigan Department of Natural Resources (1994)) permet d'estimer cet écart-type sans avoir recours à une approximation par la moyenne. LCL représente la limite inférieure de l'intervalle de confiance, Z_{α} la valeur d'une variable suivant une loi normale associée à une probabilité qu'une valeur soit supérieure à la LCL, et n_{connus} le nombre d'échantillons connus composant la moyenne et l'écart-type σ .

$$LCL = C_{\text{moyenne}} - Z_{\alpha} \frac{\sigma}{\sqrt{n_{\text{connus}}}} \quad (A5-2)$$

Le paramètre α dans Z_{α} prend la valeur de la probabilité d'occurrence de la situation la plus probable dans l'état du site considéré. L'exemple suivant présente l'ensemble des calculs pour l'estimation du nombre d'échantillons nécessaire pour l'acquisition d'information.

Exemple du calcul du nombre minimum d'échantillons nécessaire

Calcul de l'écart-type

Soit une concentration moyenne C_{moyenne} de 6 145 mg diesel/kg établie à partir de 34 échantillons connus ($n_{\text{conn}}=34$). L'état du site est le suivant, $q(s)=(0\%; 1,2\%; 98,8\%)$. La situation ayant la plus grande probabilité est la dernière avec 98,8 %, ainsi $Z_{98,8\%}=2,2571$. L'objectif de l'acquisition d'information est de s'assurer que la concentration moyenne est supérieure à 3 500 mg/kg ($LCL=3\,500\text{ mg/kg}$).

$$\sigma = \left(C_{\text{moyenne}} - LCL \right) \frac{\sqrt{n}}{Z_{\alpha}} = (6145 - 3500) \frac{\sqrt{34}}{2,2571} = 6833 \text{ mg diesel/kg}$$

Il est à noter que l'écart-type calculé est du même ordre que la concentration moyenne.

Calcul du nombre d'échantillons nécessaire

Pour s'assurer à 90 % ($\alpha=\beta=10\%$; $Z_{\alpha}=Z_{\beta}=1,2816$) que la concentration moyenne du site est supérieure à la limite inférieure de la situation la plus contaminée ($C_{\text{limite}}=3\,500\text{ mg diesel/kg}$), 44 échantillons sont requis.

$$n = \frac{(Z_{\alpha} + Z_{\beta})^2 \sigma^2}{(C_{\text{moyenne}} - C_{\text{limite}})^2} = \frac{(1,2816 + 1,2816)^2 \cdot 6833^2}{(6145 - 3500)^2} = 43,8$$

Maintenant que le nombre minimum d'échantillons requis pour identifier avec certitude la situation réelle du site est connu, le choix d'acquérir cette information ou non repose, dans le modèle METEORS, sur les coûts que représente l'acquisition. Un coût unitaire a été établi pour l'acquisition d'un échantillon. Possédant le nombre total d'échantillons, les coûts totaux d'une

caractérisation supplémentaire sont directement obtenus. Les coûts d'acquisition ont été considérés comme étant les coûts d'échantillonnage et les coûts d'analyses en laboratoire de l'échantillon. Le Tableau A 5-1 présente le coût unitaire de la collecte d'un échantillon et de son analyse.

Tableau A 5-1 Coûts associés à l'acquisition et l'analyse d'un échantillon

Description	Total
Echantillonnage et analyse d'un échantillon	405,28 \$
<i>Coûts fixes</i>	- \$
<i>Coûts variables</i>	405,28 \$
Foreuse	8,47 \$
Décontamination des équipements d'échantillonnage	7,01 \$
Matériels jetables nécessaires à l'échantillonnage	7,91 \$
Analyse chimiques des sols en laboratoire	340,32 \$
Employés, ouvriers et per-diem	41,56 \$

Selon le coût unitaire de l'acquisition et l'analyse d'un échantillon et le nombre minimum d'échantillons évalué dans l'exemple précédent, connaître avec certitude la situation réelle du site avant de choisir la technologie de restauration la plus appropriée coûterait 17 832\$. Le modèle METEORS recommandera dans ce cas d'acquérir l'information si le gain de connaître la situation réelle du site avant de faire le choix de l'alternative de restauration par rapport à faire le choix en incertitude est supérieur aux coûts d'acquisition de l'information parfaite. En d'autres mots, il faut que la valeur espérée de l'information parfaite soit supérieure à 17 832\$.

A 5.2. Exemple de calcul des probabilités révisées à la suite d'une acquisition d'information imparfaite

Cette section développe les calculs associés à la réévaluation des probabilités d'occurrence d'une situation suite à une acquisition d'information.

Deux situations, s1 (faiblement contaminée) et s2 (fortement contaminée) définissant l'état d'un site sont considérées. La probabilité *a priori* que le site soit contaminé selon la situation s2 est de 76 %. Le test (échantillonnage et analyse de sol) permet de conclure en faveur de la situation s1 ou s2 (test binaire). Les qualités du test, la sensibilité et la spécificité, sont toutes deux de 90 %. Sachant que la sensibilité représente la probabilité que le test identifie la situation s2 si cette situation est la vraie, $P(\beta(s2)|s2)$, la construction d'un arbre représentant les qualités du test selon la situation réelle permet d'évaluer les probabilités que le test identifie la situation s1 ou la situation s2. La Figure A 5-1 présente ces deux probabilités.

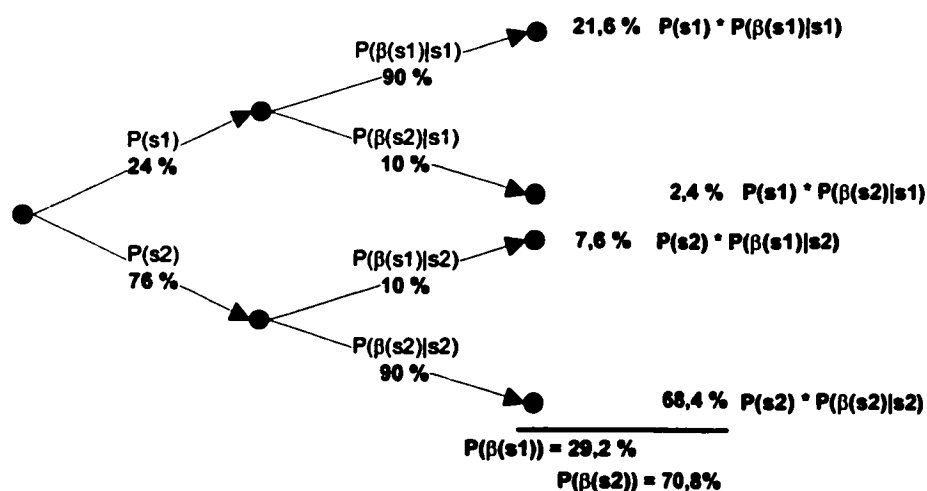


Figure A 5-1- Définition des probabilités des réponses du test d'acquisition d'information imparfaite

Connaissant maintenant la probabilité d'occurrence des réponses du test et les qualités de ce dernier, le recours au théorème de Bayes appliqué au contexte de la restauration des sites contaminés (voir équation 9-2) permet d'évaluer les quatre probabilités révisées de l'occurrence de la situation réelle du site selon le résultat du test.

$$\begin{aligned}
 P(s_2|\beta(s_2)) &= \frac{P(s_2) \cdot P(\beta(s_2)|s_2)}{P(\beta(s_2))} = \frac{76\% \cdot 90\%}{70,8\%} = 96,6\% \\
 P(s_1|\beta(s_1)) &= \frac{P(s_1) \cdot P(\beta(s_1)|s_1)}{P(\beta(s_1))} = \frac{24\% \cdot 90\%}{29,2\%} = 74,0\% \\
 P(s_2|\beta(s_1)) &= \frac{P(s_2) \cdot P(\beta(s_1)|s_2)}{P(\beta(s_1))} = \frac{76\% \cdot 10\%}{29,2\%} = 26,0\% \\
 P(s_1|\beta(s_2)) &= \frac{P(s_1) \cdot P(\beta(s_2)|s_1)}{P(\beta(s_2))} = \frac{24\% \cdot 10\%}{70,8\%} = 3,4\%
 \end{aligned}$$

Il aurait également été possible d'obtenir ces quatre probabilités révisées en utilisant les équations 9-5 et 9-6 ainsi que leurs compléments à partir des rapports de vraisemblance positive (L) et négative (λ) définis aux 9-3 et 9-4.

$$\begin{aligned}
 L &= \frac{Se}{1-Sp} = \frac{0,90}{1-0,90} = 9 \\
 \lambda &= \frac{1-Se}{Sp} = \frac{1-0,90}{0,90} = 0,111 \\
 VPP &= P(s_2|\beta(s_2)) = \frac{p \cdot L}{p \cdot (L-1) + 1} = \frac{0,76 \cdot 9}{0,76 \cdot (9-1) + 1} = 96,6\% \\
 EPP &= P(s_1|\beta(s_2)) = 1 - VPP = 1 - 0,966 = 3,4\% \\
 EPN &= P(s_2|\beta(s_1)) = \frac{p \cdot \lambda}{p \cdot (\lambda-1) + 1} = \frac{0,76 \cdot 0,111}{0,76 \cdot (0,111-1) + 1} = 26,0\% \\
 VPV &= P(s_1|\beta(s_1)) = 1 - EPN = 1 - 0,26 = 74\%
 \end{aligned}$$

Afin d'observer l'influence de la qualité du test sur les probabilités *a posteriori*, les calculs précédents sont repris avec une variation dans la qualité du test. La spécificité de ce dernier est

réduite de 10 %, passant de 90 % à 80 %. Ceci signifie en pratique que le test utilisé est moins fiable quant à son aptitude à identifier des situations de faibles contaminations. C'est-à-dire que la probabilité que le test identifie correctement une situation faiblement contaminée (s_1) diminue. Une diminution de la sensibilité du test (Se) se traduit pour sa part en une diminution de la probabilité que le test identifie correctement une situation de forte contamination (s_2).

$$L = \frac{Se}{1 - Sp} = \frac{0,90}{1 - 0,80} = 4,5$$

$$\lambda = \frac{1 - Se}{Sp} = \frac{1 - 0,90}{0,80} = 0,125$$

$$VPP = P(s_2 | \beta(s_2)) = \frac{p \cdot L}{p \cdot (L - 1) + 1} = \frac{0,76 \cdot 4,5}{0,76 \cdot (4,5 - 1) + 1} = 93,4\%$$

$$EPP = P(s_1 | \beta(s_2)) = 1 - VPP = 1 - 0,934 = 6,6\%$$

$$EPN = P(s_2 | \beta(s_1)) = \frac{p \cdot \lambda}{p \cdot (\lambda - 1) + 1} = \frac{0,76 \cdot 0,125}{0,76 \cdot (0,125 - 1) + 1} = 28,4\%$$

$$VPN = P(s_1 | \beta(s_1)) = 1 - EPN = 1 - 0,284 = 71,6\%$$

D'un simple point de vue environnemental, la sensibilité d'un test doit prévaloir sur sa spécificité. En effet, il est plus néfaste de conclure qu'un site est faiblement contaminé alors qu'en réalité il l'est fortement (erreur associée à la sensibilité du test) par opposition à conclure qu'un site est fortement contaminé alors qu'en réalité il l'est faiblement (erreur associée à la spécificité du test). Dans le premier cas, un décideur pourrait choisir d'arrêter la restauration du site pensant que ce dernier n'est plus contaminé (ou contaminé en deçà des objectifs de restauration). Dans le second cas, le décideur pourrait choisir de poursuivre la restauration d'un site dont la situation est déjà sous les objectifs de restauration.

Annexe 6. Publications et communications

Publications avec comité de lecture

Bage, G. F., Sinclair-Desgagné, B., Samson, R. (soumis en 2002). Site remediation can be valuable if proactive attitudes are adopted, *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*.

Bage, G. F., Sinclair-Desgagné, B., Samson, R. (2002). A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy -Part A: Theory. *Environmental Management* (Accepté).

Bage, G. F., Sinclair-Desgagné, B., Samson, R. (2002). A technico-economic approach for the selection of site remediation strategy- Part B: Model application. *Environmental Management* (Accepté).

Conférences orales et affiches

Bage, G. F., Sinclair-Desgagné, B., Samson, R. (2001). Working With Site Uncertainties: The Key to an Effective Remediation Strategy. *14th Annual International Conference, Site Remediation Technologies & Environmental Management in the Utility Industry*. December 2-6, Orlando, Florida.

Bage, G. F., Sinclair-Desgagné, B., Samson, R. 2000. A technico-economic model focusing on site uncertainties and information acquisition for the selection of site bioremediation scenario. *4^{ème} Journées "GREEN-CIRANO" Land Use, Institutions and Environmental Policy*. 17 et 18 novembre, Montréal.

Bage, G., Sinclair-Desgagné, B., Deschênes, L. et Samson, R. 1999. Développement d'une méthode d'évaluation technico-économique des scénarii de biorestauration des sites. *Affiche*

présentée au 3^e Colloque annuel du chapitre Saint-Laurent / SETAC-SRA. 27 et 28 mai, Montréal.

Publications sans comité de lecture

Bage, G. 2000. Nouvelle approche dans le choix des stratégies de restauration des sites contaminés. *Risques technologiques, Centre interuniversitaire de recherche en analyse des organisations (CIRANO). Bulletin de liaison*, 4(4).